



Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 92/2025

Metsäisten luontotyyppien tunnistaminen ja hyvän tilan määrittäminen

**Leena Kärkkäinen, Nora Arnkil, Esa Huhta, Kari T. Korhonen, Henrik Lindberg,
Antti Mutanen, Mari Pänkäläinen, Juha Siitonen ja Tiina Tonteri**

Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 92/2025

Metsäisten luontotyyppien tunnistaminen ja hyvän tilan määrittäminen

**Leena Kärkkäinen, Nora Arnkil, Esa Huhta, Kari T. Korhonen, Henrik Lindberg,
Antti Mutanen, Mari Pänkäläinen, Juha Siitonen ja Tiina Tonteri**



Viittausohje:

Kärkkäinen, L., Arnkil, N., Huhta, E., Korhonen, K.T., Lindberg, H., Mutanen, A., Pänkäläinen, M., Siitonen, J. & Tonteri, T. 2025. Metsäisten luontotyyppien tunnistaminen ja hyvän tilan määrittäminen. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 92/2025. Luonnonvarakeskus. Helsinki. 145 s.



ISBN 978-952-419-138-8 (Verkkojulkaisu)

ISSN 2342-7639 (Verkkojulkaisu)

URN <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-419-138-8>

Copyright: Luonnonvarakeskus (Luke)

Kirjoittajat: Leena Kärkkäinen, Nora Arnkil, Esa Huhta, Kari T. Korhonen, Henrik Lindberg, Antti Mutanen, Mari Pänkäläinen, Juha Siitonen ja Tiina Tonteri

Julkaisija ja kustantaja: Luonnonvarakeskus (Luke), Helsinki 2025

Julkaisuvuosi: 2025

Kannen kuva: Erkki Oksanen

Tiivistelmä

Leena Kärkkäinen¹, Nora Arnkil², Esa Huhta³, Kari T. Korhonen¹, Henrik Lindberg², Antti Mutanen¹, Mari Pänkäläinen², Juha Siitonen⁴ ja Tiina Tonteri⁴

¹ Luonnonvarakeskus, Joensuu

² Tapio Oy, Helsinki

³ Luonnonvarakeskus, Rovaniemi

⁴ Luonnonvarakeskus, Helsinki

Selvityksen tavoitteena oli ehdottaa kriteerit, joiden avulla tunnistetaan metsäiset luontotyytit (borealiset luonnonmetsät, harjumetsät, lehdot, puustoiset suot) ja arvioidaan niiden tila (hyvässä/ei hyvässä tilassa) Natura-verkoston ulkopuolisilla alueilla. Lisäksi arvioitiin valtakunnan metsien inventointiaineiston (VMI) ja Suomen metsäkeskuksen metsävaratiedon hyödyntämis- ja kehittämismahdollisuuksia metsäisten luontotyyppien tunnistamisessa ja hyvän tilan arvioinnissa. Selvityksessä tunnistettiin potentiaaliset metsänkäsittelyt, joilla voidaan edistää luontotyytin hyvän tilan saavuttamista sekä arvioitiin metsänkäsittelyssä tarvittavia muutoksia suhteessa metsänhoitosuosituksiin. Metsäisten luontotyyppien hyvän tilan saavuttamisesta aiheutuvia ekologisia ja taloudellisia vaikutuksia arvioitiin yleisellä tasolla.

Boreaalisten luonnonmetsien tunnistamiskriteerit ovat samat kuin niiden hyvän tilan kriteerit. Borealisille luonnonmetsille ehdotetut kriteerit vastaavat pääosin Natura-inventointiohjetta, mutta vanhojen metsien, nuorten sukkessiovaiheiden ja kuolleen pystypuuston ja eri lahovaiheiden maapuuston määrää koskeviin kriteereihin ehdotettiin täsmennyksiä. Harjumetsille esitellään neljä erilaista tulkintaa: 1) ominaispiirteiden, kasvillisuuden ja lajiston perusteella määritellyt harjumetsät, 2) geologisin perustein määriteltyjen valorinteiden metsät (etelä- ja länsirinteet), 3) geologisin perustein määriteltyjen harjujen metsät (sisältäen kaikki ilmansuunnat), ja 4) kaikkien jäätikköjokimuodostumien metsät, sekä niitä kuvaavia tunnistamis- ja hyvän tilan kriteereitä.

Lehdoille ehdotetut tunnistamiskriteerit vastaavat Natura-luontotyyppioppaan ja Natura-inventointiohjeen määrittelyjä. Sen sijaan kaikkiin ehdotettuihin hyvän tilan kriteereihin tehtiin täsmennyksiä näihin ohjeistuksiin verrattuna. Puustoisten soiden osalta Natura-luontotyyppioppaaseen ja Natura-inventointiohjeessa esitettyihin tunnistamisen ja hyvän tilan kriteerien määrittelyihin ehdotetaan täsmennystä lukuun ottamatta suotyyppiä ja minimilatuspeittävyyden raja-arvoja.

Metsäisten luontotyyppien metsänkäsittelyssä on tärkeää tunnistaa käsittelyt, joilla on mahdollista parantaa luonnon tilaa sekä käsittelyt, joita voidaan toteuttaa hyvässä tilassa olevilla esiintymillä talousmetsissä. Luonnonhoito, yhdistelmät suojelun ja metsänkäsittelyn välillä sekä suojelu ovat keskeisiä toimenpiteitä turvata luontotyypeille ominaisia piirteitä ja lajiston säilymistä.

Osaa tässä raportissa ehdotetuista kriteereistä voitaisiin hyödyntää poimintakriteereinä, kun VMI:n aineistoista arvioidaan metsäisten luontotyyppien kokonaisalaa ja niiden hyvässä tilassa olevaa pinta-alaa. Osaa ehdotettujen kriteereiden määritelmistä olisi kuitenkin vielä tarkennettava. Lisäksi joitakin kriteereitä koskien VMI edellyttää kehittämistä. Metsäisiä luontotyyppisiä ja hyvässä tilassa olevia metsäisiä luontotyyppisiä ei tällä hetkellä pystytä poimimaan

Metsäkeskuksen metsävaratiedosta ehdotettuja kriteereitä hyödyntäen. Tulevaisuudessa kaukokartoitukseen perustuvat menetelmät kehittyvät ja aineistot tarkentuvat, minkä ansiosta niiden hyödyntämismahdollisuudet luontotyyppien tunnistamiseen ja hyvän tilan määrittämiseen paranevat.

Metsäisten luontotyyppien ennallistamisen ekologisia ja taloudellisia vaikutuksia tarkasteltiin laadullisesti yleisellä tasolla. Boreaalisten luonnonmetsien uhanalaisille lajeille kriittisimmät rakennepiirteet ovat vanhojen metsien, vanhojen puiden ja lahopuun väheneminen. Harjumetsissä ja muissa paahdeympäristöissä puuston osittaisella poistamisella ja kivennäismaan paljastamisella pystytään elvyttämään erikoistuneiden kasvilajien heikentyneitä esiintymiä. Lehtojen aluskasvillisuudelle tärkeimpiä uhkia ovat kuusettuminen ja lehtipuun väheneminen, kun taas muu eliöstö kärsii lahopuun puutteesta. Puustoisten soiden ennallistamisen lajistovaikutukset kytkeytyvät rakennepiirteissä (esim. vesitalous, puusto, kasvillisuus, mikroilmastolliset tekijät) tapahtuviin muutoksiin.

Metsäisten luontotyyppien ennallistamisen taloudelliset vaikutukset sekä kustannusten että hyötyjen näkökulmasta voivat olla Suomessa merkittävät. Metsäisten luontotyyppien tilan parantamisen taloudelliset vaikutukset riippuvat siitä, kuinka suuri pinta-ala on kysymyksessä, kuinka paljon työpanosta vaaditaan sekä kuinka paljon ja millä tavalla rajoitetaan maankäyttöä. Taloudelliset vaikutukset koostuvat toteuttamiskustannusten lisäksi vaikutuksista esimerkiksi puuntuotantoon, metsäsektorin arvonlisään, työllisyyteen, kiinteistöjen arvoihin sekä luontomatkailuun ja virkistyskäyttöön.

Asiasanat: boreaaliset luonnonmetsät, harjumetsät, lehdot, puustoiset suot, valtakunnan metsien inventointi

Sisällys

1. Johdanto	8
2. Aineistot ja menetelmät.....	10
3. Luontotyyppien määrittely ja arviointi EU-säädösten ja kansallisen ohjeistuksen perusteella	12
3.1. Luontodirektiivin mukainen suojelutasoarviointi luontotyypeille.....	12
3.2. Luontotyyppijä koskevat yleiset tavoitteet ennallistamisasetuksessa.....	13
3.3. EU:n habitaattimanuaalin ja kansallisen ohjeistuksen rooli luontotyyppien määrittämisessä	14
3.4. Luontotyyppin hyvä tila	16
4. Luontotyyppien tunnistamisen ja hyvän tilan kriteerien muodostaminen....	17
5. Keskeisimmät metsäisten luontotyyppien tunnistamiseen ja tilan arviointiin käytetyt aineistot	19
6. Metsänkäsittelyt luontotyypeillä	21
7. Boreaaliset luonnonmetsät (9010)	23
7.1. Kuvaus EU:n habitaattimanuaalin mukaan.....	23
7.2. Luontodirektiivin mukainen suojelutasoarviointi	24
7.3. Luhti-hankkeen työpajojen tulokset.....	25
7.4. Ehdotukset tunnistamiskriteereiksi	26
7.5. Ehdotukset hyvän tilan määrittämisen kriteereiksi	33
7.6. Metsänkäsittelyt	33
7.7. VMI-aineiston hyödyntäminen arvioinnissa	36
8. Harjumetsät (9060).....	39
8.1. Kuvaus EU:n habitaattimanuaalin mukaan.....	39
8.2. Luontodirektiivin mukainen suojelutasoarviointi	39
8.3. Luhti-hankkeen työpajojen tulokset.....	40
8.4. Natura-luontotyyppioppaan ja Natura-inventointiohjeen tulkintojen vertailu EU:n habitaattimanuaalin kuvaukseen	41
8.5. Harjumetsien tulkintaan liittyvät kysymykset, esitetyt tulkintavaihtoehdot ja niiden vertailu	44
8.6. Ehdotukset tunnistamiskriteereiksi	50
8.7. Ehdotukset hyvän tilan määrittämisen kriteereiksi	51
8.8. Metsänkäsittelyt	53
8.9. VMI-aineiston hyödyntäminen arvioinnissa	56
9. Lehdot (9050)	61
9.1. Kuvaus EU:n habitaattimanuaalin mukaan.....	61

9.2. Luontodirektiivin mukainen suojelutasaarviointi	61
9.3. Luhti-hankkeen työpajojen tulokset.....	61
9.4. Ehdotukset tunnistamiskriteereiksi	63
9.5. Ehdotukset hyvän tilan määrittämisen kriteereiksi	64
9.6. Metsänkäsittelyt.....	66
9.7. VMI-aineiston hyödyntäminen arvioinnissa	68
10. Puustoiset suot (91D0)	70
10.1. Puustoisten soiden kuvaus EU:n habitaattimanuaalissa ja Natura-luontotyyppioppaassa	70
10.2. Puustoisten soiden luontodirektiivin mukainen suojelutasaarviointi.....	71
10.3. Luhti-hankkeen työpajojen tulokset.....	71
10.4. Ehdotukset puustoisten soiden tunnistamiskriteereiksi	72
10.5. Ehdotukset puustoisten soiden hyvän tilan määrittämisen kriteereiksi	78
10.6. Metsänkäsittelyt	82
10.7. VMI-aineiston hyödyntäminen arvioinnissa	84
11. Paikkatieto- ja kaukokartoitusaineistojen hyödyntämismahdollisuudet metsäisten luontotyyppien tunnistamisessa ja tilan arvioinnissa.....	88
11.1. Tarkastelun rajaus.....	88
11.2. Suomen metsäkeskuksen metsävaratiedon kuvaus.....	89
11.3. Suomen metsäkeskuksen nykyisen metsävaratiedon hyödyntämismahdollisuudet metsäisten luontotyyppien tunnistamisessa ja tilan arvioinnissa	90
11.3.1. Boreaaliset luonnonmetsät	90
11.3.2. Harjumetsät.....	91
11.3.3. Lehdot.....	92
11.3.4. Puustoiset suot	92
11.4. Aineistojen kehittämismahdollisuudet.....	94
11.4.1. Elävä puusto.....	94
11.4.2. Kuolleet pysty- ja maapuut.....	94
11.4.3. Aluskasvillisuus.....	95
11.4.4. Suonpinnan ominaisuudet	96
11.5. Lähivuosien kehitysnäkymiä	97
12. Luontotyyppien hyvän tilan saavuttamisesta aiheutuvat ekologiset ja taloudelliset vaikutukset.....	99
12.1. Ekologiset vaikutukset	99
12.1.1. Ennallistamisen ekologisia vaikutuksia määrittävät tekijät.....	99
12.1.2. Boreaaliset luonnonmetsät	100
12.1.3. Harjumetsät.....	104

12.1.4. Lehdot.....	105
12.1.5. Puustoiset suot	106
12.2. Taloudelliset vaikutukset	107
12.2.1. Yleistä.....	107
12.2.2. Toteutuskustannukset.....	108
12.2.3. Vaikutukset puuntuotantoon sekä metsäsektorin arvonlisäykseen ja työllisyyteen	110
12.2.4. Vaikutukset kiinteistöjen arvoihin	113
12.2.5. Vaikutukset virkistyskäyttöön ja luontomatkailuun.....	114
12.2.6. Hiili- ja luontoarvomarkkinat.....	115
13. Johtopäätökset.....	119
Viitteet.....	122
Liitteet	141
Liite 1. EU:n habitaattimanuaalissa (European Commission 2013) esitetyt kuvaukset boreaalisista luonnonmetsistä, harjumetsistä, lehdoista ja puustoisista soista.	141
Liite 2: Ojittamattomien korpien ja rämeiden pinta-ala (ha) boreaalisella vyöhykkeellä suotyyppiryhmän ja turpeen paksuuden mukaan	145

1. Johdanto

EU:n ennallistamisasetus (EU 2024/1991) tuli voimaan elokuussa 2024. Ennallistamisasetuksen mukaan kunkin jäsenvaltion on laadittava ja toimitettava komissiolle kansallisen ennallistamissuunnitelman luonnos viimeistään 1.9.2026. Kansallisissa ennallistamissuunnitelmissa EU-tason tavoitteet muutetaan konkreettiseksi toimiksi (Valtioneuvosto 2024).

Jäsenvaltioiden on määritettävä ennallistamissuunnitelmaa varten muun muassa luontodirektiivin eri luontotyyppien kokonaispinta-alat ja siihen sisältyvät alat, jotka eivät ole hyvässä tilassa. Vuoteen 2030 mennessä ennallistamistoimenpiteiden on katettava vähintään 30 prosenttia kaikkien asetuksen liitteessä I lueteltujen luontotyyppien kokonaispinta-alasta, joka ei ole hyvässä tilassa. Vuoteen 2040 mennessä näiden toimenpiteiden on katettava vähintään 60 prosenttia ja vuoteen 2050 mennessä vähintään 90 prosenttia kunkin liitteessä I mainitun luontotyyppiryhmän siitä pinta-alasta, joka ei ole hyvässä tilassa. Ennallistaminen ymmärretään ennallistamisasetuksessa laajasti ja ennallistamistoimilla tarkoitetaan sellaisia toimia, jotka parantavat luontotyyppien tilaa.

Suomessa tiedot luontotyyppien pinta-alasta, sijainnista ja tilasta ovat puutteellisia (Mutanen 2024). Osa luontotyypeistä voi myös esiintyä päällekkäisinä (Syke & Metsähallitus 2020, Kukkala ym. 2025), minkä vuoksi suojelutasoarvioinnissa raportoiduissa pinta-aloissa voi olla merkittävää päällekkäisyyttä (Räsänen ym. 2023). Ennallistamisasetuksen mukaan jäsenvaltioiden on varmistettava, että viimeistään vuonna 2030 asetuksen liitteen I luontotyyppien tila tunnetaan vähintään 90 prosentilla pinta-alasta ja vuonna 2040 koko pinta-alalta (4 artikla, 9 kohta).

Metsäisistä luontotyypeistä boreaalisia luonnonmetsiä (9010), lehtoja (9050), harjumetsiä (9060) ja puustoisia soita (91D0) esiintyy laajoina pinta-aloina suojelualueiden ulkopuolella. Luontodirektiivin luontotyyppien määritelmät on kuvattu Euroopan komission luontotyyppikäsikirjassa eli EU:n habitaattimanuaalissa (European Commission 2013) sekä Natura2000-luontotyyppioppaassa (jatkossa Natura-luontotyyppiopas) (Airaksinen & Karttunen 2001) ja Natura2000-luontotyyppien inventointiohjeessa (jatkossa Natura-inventointiohje) (Syke & Metsähallitus 2020). EU:n luontodirektiivi, sen mukainen suojelutasoarviointi ja ennallistamisasetus eivät erittele luontotyyppiesiintymiä sen mukaan, sijaitseeko esiintymä suojelualueella vai sen ulkopuolella. Euroopan komission habitaattimanuaalin (European Commission 2013) kuvaukset luontodirektiivin luontotyyppien määritelmistä sekä ennallistamisasetuksen määritelmä luontotyyppien hyvästä tilasta (Artikla 3, kohta 4) ovat siten samat luontotyyppien koko esiintymisalueella.

Direktiiviluontotyyppien huomioiminen sellaisenaan – vuoden 2001 Natura-luontotyyppioppaan (Airaksinen & Karttunen 2001) ja 2020 Natura-inventointiohjeen mukaisina (Syke & Metsähallitus 2020) – talousmetsäympäristöön on kuitenkin useasta syystä haasteellista. Direktiiviluontotyyppien määritelmiä ja niihin liittyviä tulkinta- ja inventointikäytäntöjä metsätalouksympäristössä sekä luontotyyppien ominaispiirteisiin ja edustavuuteen liittyviä määritelmiä tulisi tarkentaa siten, että luontotyyppien tunnistaminen olisi helpompaa ja vähemmän tulkinnanvaraista. Lisäksi talousmetsissä sijaitsevia luontotyyppisiä varten tarvitaan metsänkäsittelymalleja, jotta metsätalous ja luontotyyppien turvaaminen voidaan sovittaa paremmin yhteen (Arnkil ym. 2024).

Tämän selvityksen tavoitteena oli tunnistaa keskeisimpiä ja käyttökelpoisimpia kriteereitä metsäisten luontotyyppien (boreaaliset luonnonmetsät, harjumetsät, lehdot, puustoiset suot) ja niiden tilan arvioimiseen. Tavoitteena oli ehdottaa kriteerit, joiden avulla metsäisten luontotyyppien tunnistamista ja tilan (hyvässä/ei hyvässä tilassa) arviointia voitaisiin kehittää ja saada apua niiden tunnistamiseen erityisesti Natura-verkoston ulkopuolisilla alueilla. Näitä kriteereitä voitaisiin myös hyödyntää määrittettäessä poimintakriteerit, joilla voidaan erilaisista aineistoista arvioida metsäisten luontotyyppien kokonaisala ja niiden hyvässä tilassa oleva pinta-ala koko Suomen tasolla. Selvityksessä arvioitiin ehdotettavien kriteerien hyödynnettävyyttä valtakunnan metsien inventointiaineistosta ja Suomen metsäkeskuksen metsävaratiedosta tehtävissä poiminnoissa sekä näiden aineistojen kehittämistarpeita ja -mahdollisuuksia. Lisäksi selvityksessä tunnistettiin metsänkäsittelyt, joilla voidaan edistää luontotyyppien hyvän tilan saavuttamista ja joita voidaan toteuttaa hyvän tilan saavuttamisen jälkeen, sekä arvioitiin metsänkäsittelyssä tarvittavia muutoksia suhteessa metsänhoitosuosituksiin. Selvityksessä myös arvioitiin yleisellä tasolla laadullisesti metsäisten luontotyyppien hyvän tilan saavuttamisesta aiheutuvia ekologisia ja taloudellisia vaikutuksia. Selvityksen tuloksia hyödynnetään laadittaessa kansallista ennallistamissuunnitelmaa.

Selvitys tehtiin maa- ja metsätalousministeriön rahoittamassa Metsäisten luontotyyppien hyvän tilan määrittely (Luhti) -hankkeessa ja sen toteuttivat Luonnonvarakeskus (Luke), Tapio Oy ja Suomen ympäristökeskus (Syke). Syke osallistui Luhti-hankkeeseen tarjoamalla hankkeen aikana taustatietoa luontodirektiivin mukaisesta suojelutasoarvioinnista sekä yleisesti että raportissa tarkasteltavien neljän puustoisen luontodirektiivin luontotyyppien osalta (boreaaliset luonnonmetsät, harjumetsät, lehdot ja puustoiset suot). Muun muassa Sykessä EU:n biodiversiteettistrategian ja luontodirektiivin toimeenpanon tueksi ja tietopohjan parantamiseksi kootut taustamateriaalit (EUBI-hanke) olivat tämän hankkeen käytettävissä, ja niitä on myös suoraan hyödynnetty hankkeen raportissa. Kiitämme Syken asiantuntijoita arvokkaasta panoksesta hankkeen tietopohjan vahvistamisessa, vaikka Syken asiantuntijat lopulta jättäytyivät raportin kirjoittajakunnasta pois.

2. Aineistot ja menetelmät

Selvitys toteutettiin kuudessa vaiheessa. Ensimmäisessä vaiheessa järjestettiin huhti-touku-kuussa 2025 kolme työpajaa, joihin osallistuivat selvityksen tekemisessä mukana olleet tutkijat ja asiantuntijat. Kahdessa ensimmäisessä työpajassa keskusteltiin metsäisten luontotyyppien tunnistamiseen ja niiden hyvän tilan kriteerien määrittämiseen liittyvistä haasteista sekä asetettiin reunaehdot kriteerien määrittämiselle (ks. luvut 7.3, 8.3, 9.3 ja 10.3). Keskustelun pohjaksi oli Flinga-työkaluun etukäteen koottu aikaisemmissa selvityksissä esiinnousseita keskeisiä kysymyksiä, joita tässä selvityksessä oli syytä tarkastella tarkemmin. Keskeisenä tausta-aineistona hankkeessa sekä työpajojen valmistelussa oli luontodirektiivin mukaisen suojelutasoarvioinnin (2024–2025) materiaali, jota oli mm. kerätty Suomen ympäristökeskuksen hankkeessa EU:n biodiversiteettistrategian ja luontodirektiivin toimeenpanon tuki ja tietopohjan parantaminen (EUBI-hanke) (Suomen ympäristökeskus 2025). Luontodirektiivin mukaisessa suojelutasoarvioinnissa luontotyypeistä kerätään mittavasti erilaista tietoa, esimerkiksi luontotyyppien esiintymisalueen pinta-aloista sekä hyvässä ja ei-hyvässä tilassa olevasta pinta-alasta (Luku 3). Lisäksi mm. Luodsi-hankkeen raportti (Arnkil ym. 2024) tarjosi tietopohjaa hankkeen työhön. Työpajoihin osallistuneet saivat mahdollisuuden esittää Flinga-työkalun avulla omat näkemyksensä tarkasteltuihin kysymyksiin.

Kolmannessa työpajassa, johon osallistui myös Suomen metsäkeskuksen asiantuntija, pohdittiin alustavasti erilaisten aineistojen hyödyntämistä luontotyyppien kokonaispinta-alojen ja hyvässä tilassa olevien pinta-alojen määrittämisessä. Tämän pohdinnan tukena hyödynnettiin Excel-taulukkoa, johon oli koottu mahdollisia luontotyyppien tunnistamiseen ja hyvän tilan määrittämiseen käytettäviä kriteereitä sekä valtakunnan metsien inventointiaineistosta tehtyjen poimintojen määrittelyt suojelutasoarviointeja varten. Näitä arvioita Suomen metsäkeskuksen tuottaman metsävaratiedon osalta täydennettiin vielä kesäkuussa 2025 järjestetyssä palaverissa, johon osallistui Suomen metsäkeskuksen asiantuntija. Lisäksi kaksi Suomen metsäkeskuksen asiantuntijaa lukivat läpi tämän raportin luvun 11 ja antoivat siihen kommentteja.

Toisessa vaiheessa tehtiin kirjallisuustarkasteluihin ja asiantuntija-arvioihin perustuen alustavia kehitysehdotuksia luontotyyppien tunnistamisen ja hyvän tilan kriteereihin. Keskeisinä kirjallisuuslähteinä tässä olivat Euroopan komission luontotyyppikäsikirja eli nk. EU:n habitaattimanuaali (European Commission 2013), Natura 2000-luontotyyppiopas (Airaksinen & Karttunen 2001) ja Natura 2000-luontotyyppien inventointiohje (Syke & Metsähallitus 2020). Jos jonkin luontotyyppin osalta ei ollut mahdollista tehdä yhtä ehdotusta joistakin kriteereistä, tehtiin tälle luontotyyppille kriteereistä useampia vaihtoehtoisia esityksiä.

Kolmannessa vaiheessa laadittiin alustaviin kriteeriehdotuksiin ja Luodsi-raporttiin (Arnkil ym. 2024) perustuen alustavat ehdotukset metsäntäydennyksistä, joita mahdollisesti tarvitaan, jotta luontotyyppin hyvä tila voidaan saavuttaa tai joita on mahdollista tehdä sen jälkeen, kun luontotyyppin hyvä tila on saavutettu.

Neljännessä vaiheessa järjestettiin työpaja kesäkuussa 2025. Työpajaan osallistui 29 asiantuntijaa, jotka edustivat Elinkeino-, liikenne ja ympäristökeskusta, Luonnonvarakeskusta, maa- ja metsätalousministeriötä, Metsähallitusta, Oulun yliopistoa, Suomen metsäkeskusta, Suomen ympäristökeskusta, Tapio Oy:tä ja ympäristöministeriötä. Osallistujat jaettiin neljään ryhmään, joissa jokaisessa käsiteltiin eri luontotyyppiä. Ryhmille oli nimetty vetäjät, jotka esittelivät ryhmätöiden aluksi alustavat ehdotukset luontotyyppien ja niiden hyvän tilan kriteereiksi sekä

mahdollisiksi metsänkäsittelyiksi, ja jotka johtivat ryhmissä käytävää keskustelua. Ryhmille oli nimetty myös sihteerit, jotka kirjoittivat ylös keskeisimmät sisällöt käydyistä keskusteluista. Ryhmätöissä hyödynnettiin Flinga-työkalua. Työkalua varten oli etukäteen tunnistettu ehdotettuihin kriteereihin ja metsänkäsittelyihin liittyviä haasteita, joiden ratkaisemisesta työpajaan osallistuvilla asiantuntijoilla oli mahdollisuus esittää omat näkemyksensä.

Viidennessä vaiheessa laadittiin työpajan tuloksia hyödyntäen lopulliset tai lopulliset vaihtoehtoiset ehdotukset luontotyyppien tunnistamisen ja hyvän tilan kriteereistä. Ehdotettujen luontotyyppien tunnistamisen ja hyvän tilan kriteerien lisäksi tuotettiin esimerkkejä täydentävistä kriteereistä. Näitä täydentäviä kriteereitä voitaisiin hyödyntää sellaisissa tapauksissa, kun ehdotettujen kriteerien perusteella on epävarmuutta siitä, sisältyykö kohde tiettyyn luontotyyppiin tai onko se hyvässä tilassa. Lisäksi näitä täydentäviä voisi olla mahdollista hyödyntää tunnistettaessa hyvässä tilassa olevista kohteista luontoarvoiltaan parhaat kohteet. Ehdotettuja tunnistamisen ja hyvän tilan kriteereitä ja työpajan tuloksia hyödynnettiin tehtäessä lopulliset ehdotukset metsänkäsittelytoimenpiteistä. Selvityksen tekemisessä mukana olleet Tapi Oyj:n asiantuntijat arvioivat, millaisia vaikutuksia näillä ehdotuksilla olisi metsänhoitosuosiin, jos ehdotukset toteutettaisiin. Erilaisten aineistojen tarjoamia mahdollisuuksia luontotyyppien kokonaispinta-alojen ja hyvässä tilassa olevien pinta-alojen arvioimiseen sekä aineistojen kehittämistarpeita arvioitiin lopullisten kriteeriehdotusten perusteella.

Kuudennessa vaiheessa arvioitiin, millaisia taloudellisia ja ekologisia vaikutuksia seuraisi luontotyyppien hyvän tilan saavuttamisesta. Arvioinnin taustalla oli oletukset ehdotettujen luontotyyppien tunnistamisen ja hyvän tilan kriteereiden soveltamisesta ja metsänkäsittelyjen toteuttamisesta. Alustavia arvioita vaikutuksista käytiin läpi työpajassa, johon osallistuivat selvityksen tekemisessä mukana olleet tutkijat ja asiantuntijat. Lopullisissa vaikutusten arvioinneissa otettiin huomioon työpajassa saadut kommentit.

3. Luontotyyppien määrittely ja arviointi EU-säädösten ja kansallisen ohjeistuksen perusteella

3.1. Luontodirektiivin mukainen suojelutasoarviointi luontotyypeille

Euroopan unionin (EU) luonto- ja lintudirektiivit ovat olleet voimassa Suomessa jo 30 vuoden ajan. Luontodirektiivin (1992) (92/43/ETY) tavoitteena on luonnon monimuotoisuuden turvaaminen ja direktiiveissä listattujen lajien ja luontotyyppien tilan parantaminen ja ylläpitäminen. Luontodirektiivi tähtää siis lajien ja luontotyyppien suotuisan suojelutason saavuttamiseen ja ylläpitämiseen. **Suotuista suojelutaso** tarkoittaa luontotyyppien kannalta tavoiteltavaa tilannetta, jossa luontotyyppin levinneisyys- ja esiintymisalue ovat riittävän laajat, ja sen ekologiset toiminnot, rakenteet sekä lajisto ovat riittävän hyvässä tilassa turvatakseen sen säilymisen pitkällä aikavälillä (European Commission 2023).

Luontotyyppillä tarkoitetaan rajattavissa olevaa maa- tai vesialuetta, jolla vallitsevat tietynlaiset ympäristöolot sekä kullekin luontotyyppille ominainen kasvi- ja eläinlajisto. **Luontodirektiivin luontotyytit** ovat Euroopan yhteisön tärkeänä pitämiä ja valitsemia luontotyyppejä, ja niitä esiintyy Suomessa yhteensä 68. Tässä raportissa käsiteltävät luontodirektiivin puustoiset luontotyytit (borealiset luonnonmetsät, harjumetsät, lehdot ja puustoiset suot) käsittävät laajoja alueita Suomessa, ja sisältävät myös paljon ekologista vaihtelua (Airaksinen & Karttunen 2001, Kukkala ym. 2025).

Suojelutasoarviointi tehdään jäsenmaissa EU:n luonnonmaantieteellisten alueiden mukaisesti (European Commission 2023). Jos luontotyyppi esiintyy Suomessa sekä boreaalisella että alpiinisella vyöhykkeellä, tehdään kaksi erillistä arviointia. Lehdolle, puustoisille soille sekä luonnonmetsille tehtiin arviointi sekä alpiinisella että boreaalisella vyöhykkeellä. Sen sijaan harjumetsille arviointi tehdään pelkästään boreaalisella vyöhykkeellä, koska luontotyyppi esiintyy alpiinisella vyöhykkeellä Suomessa vain nk. marginaalisena luontotyyppinä. On huomattava, että tässä raportissa rajaudutaan Suomen boreaaliselle vyöhykkeelle, eikä em. luontotyyppejä käsitellä alpiinisella vyöhykkeellä. Poikkeuksena tästä ovat ojittamattomat, ohuturpeiset puustoiset suot, joille esitetään VMI13-aineiston perusteella lasketut pinta-ala-arviot myös alpiiniselle vyöhykkeelle (Luku 10.7).

EU:n jäsenmaat tekevät suojelutasoarvioinnin ja raportoinnin Euroopan komissiolle kuuden vuoden välein, ja raportissa esitetään tulokset luontodirektiivin lajien ja luontotyyppien suojelutason kehityksestä (European Commission 2023). Ympäristöministeriö vastaa luonnonsuojelulain mukaan luontodirektiivin suojelutasoarvioinneista ja raportoinneista, ja Suomen ympäristökeskus on vastuussa tietojen kokoamisesta. Luontodirektiivin mukaista suojelutasoarviointia on tehty jo vuodesta 2007, ja viimeisin, neljättä kertaa tehty suojelutasoarviointi (aikajaksolta 2019–2024) toteutettiin syksyn 2024 ja kevään 2025 aikana Suomen ympäristökeskuksen koordinoimana. Tulokset valmistuivat loppukesästä 2025 (Kukkala ym. 2025). Tässä raportissa tarkasteltavien neljän puustoisien luontotyyppien suojelutasoarviointi tehtiin Suomen ympäristökeskuksen ja Metsähallituksen luontopalvelujen asiantuntijoiden yhteistyönä. Suojelutasoarvioinnissa tieto luontotyyppien pinta-alasta on hyvin keskeinen, ja luontotyyppien pinta-alojen arvioinnissa hyödynnettiin VMI-aineistoa. Luontotyyppien poimintakriteerejä pohdittiin yhdessä Luonnonvarakeskuksen asiantuntijoiden kanssa syksyllä 2024.

Jäsenmaiden raportit kokoavat yhteen tietoa luontotyyppien suojelutasosta ja kehityssuunnista kullakin luonnonmaantieteellisellä alueella. Direktiiviluontotyyppien suojelutasoarvioinnissa huomioidaan sekä Natura2000-alueet että niiden ulkopuoliset alueet (Arnkil ym. 2024). Suojelutasoarvioinnissa arvioidaan erikseen neljää osatekijää: 1) luontotyyppien levinneisyysaluetta, 2) esiintymisaluetta, 3) rakennetta ja toimintaa sekä 4) tulevaisuuden näkymiä. Näistä osatekijöistä muodostetaan luontotyyppien suojelutason kokonaisarvio. Luontotyyppien suojelutaso voi olla suotuisa (FV, favourable), epäsuotuisa-riittämätön (U1, unfavourable-inadequate) tai epäsuotuisa-huono (U2, unfavourable-bad). Lisäksi tietojen ollessa riittämättömiä, luontotyyppi voi saada kokonaisarvioksi tuntemattoman (XX, unknown) (European Commission 2023). Kaikki tässä raportissa käsiteltävät luontotyypit (boreaaliset luonnonmetsät, harjumetsät, lehdot ja puustoiset suot) on arvioitu viimeisimmässä suojelutasoarvioinnissa heikoimpaan mahdolliseen luokkaan eli suojelutasoltaan epäsuotuisa-huonoksi (U2).

Luontodirektiivin mukaisessa suojelutasoarvioinnissa ja raportoinnissa on keskeistä tarkastella luontotyyppien **esiintymisaluetta**, joka pitää sisällään kaikki luontotyyppien esiintymät (European Commission 2023, Kukkala ym. 2025). Raportoinnissa ilmoitetaan kullekin luontotyyppille sen esiintymisalueen pinta-ala neliökilometreinä. Suojelutasoarvioinnissa tarkastellaan myös luontotyyppien **levinneisyysaluetta**, joka pitää sisällään luontotyyppien luontaisen maantieteellisen jakautumisen eli se koostuu laajemmasta alueesta kuin luontotyyppien esiintymisalue. **Rakenne ja toiminta** kuvaa luontotyyppien tilan ja laadun kannalta keskeisiä ominaispiirteitä. Suojelutasoarvioinnissa luontotyyppien pinta-ala jaetaan hyvässä ja ei-hyvässä tilassa olevaan pinta-alaan, ja mikäli pinta-alaa ei tunneta koko esiintymisalueelta, niin myös tuntemattomaan pinta-alaan (Kukkala ym. 2025).

Suomessa esiintyviin luontodirektiivin metsäluontotyyppeihin lukeutuu yhteensä kaksitoista luontotyyppiä, joista osa on yleisiä ja laajapinta-alaisia, kuten tässä raportissa käsiteltävät boreaaliset luonnonmetsät, harjumetsät, lehdot ja puustoiset suot. Vaikka luontodirektiivin luontotyyppeihin usein viitataan Natura-luontotyyppinä, se ei tarkoita, että ne rajautuisivat vain Natura-alueille. Luontodirektiivissä ja suojelutasoarvioinnissa luontotyyppien esiintymisalueen pinta-alaan sisällytetään kaikki sen esiintymät niin suojelualueilla kuin niiden ulkopuolellakin (European Commission 2023). Myös luontotyyppien määritelmä on sama koko sen esiintymisalueella.

3.2. Luontotyyppejä koskevat yleiset tavoitteet ennallistamisasetuksessa

Luontodirektiivi ei sisällä aikataulua sille, mihin mennessä direktiivin tavoitteet tulee saavuttaa. Käytännössä samoja tavoitteita vahvistava, elokuussa 2024 voimaan astunut EU:n luonnon ennallistamisasetus tuo luontodirektiivin tavoitteille konkreettisen aikataulun. Ennallistamisasetus edistää suotuisaa suojelutasoa koskevien tavoitteiden saavuttamista. Suojelutasoarvioinnissa tuotettava tieto on noussut tärkeäksi kansallisen ennallistamissuunnitelman laatimisessa. Erityisen keskeiseksi muodostuvat arviot luontotyyppien esiintymisalueiden pintaaloista, tavoiteltavista suotuisista viitealoista (Favourable Reference Area) ja siitä, missä tilassa luontotyypit ovat (hyvässä, ei-hyvässä ja tuntemattomassa tilassa oleva osuus luontotyyppien esiintymisalueen kokonaispinta-alasta) (Kukkala ym. 2025).

Ennallistamisasetuksen liitteen I luontotyyppejä (eli luontodirektiivin luontotyyppejä) koskevat tavoitteet ja velvoitteet artiklassa 4 voidaan eritellä esimerkiksi seuraavasti:

- Tavoitteet luontotyyppien **hyvän tilan** saavuttamiseksi (artikla 4, kohta 1). Hyvä tila on määritelty ennallistamisasetuksen artiklassa 3.
- Tavoitteet luontotyyppien **suotuisan viitealan** saavuttamiseksi (artikla 4, kohta 4). Suotuisa viiteala sisältää luontotyyppin nykyisen pinta-alan ja mahdollisen luontotyyppin palauttamiseen tarvittavan pinta-alan. Suotuisan viitealan määritelmä on annettu ennallistamisasetuksen artiklassa 3.
- Tavoitteet **luontotyyppejä koskevien tietopuutteiden paikkaamiseksi** (artikla 4, kohta 9). Jäsenvaltioiden on varmistettava, että viimeistään vuonna 2030 luontotyyppien tila tunnetaan vähintään 90 prosentilla pinta-alasta ja vuonna 2040 niiden koko pinta-alalta.

Edellä mainittujen tavoitteiden lisäksi ennallistamisasetuksessa on velvoitteita ja tavoitteita lajien elinympäristöjen riittävän laadun ja määrän varmistamiseksi. Jäsenvaltioiden on myös otettava käyttöön toimenpiteet, joilla pyritään estämään luontotyyppien ja lajien elinympäristöjen merkittävä heikkeneminen (artikla 4, kohdat 11 ja 12). Pyrkimys merkittävän heikkene-
misen estämiseen koskee alueita, 1) joilla on tehty ennallistamistoimenpiteitä, 2) jotka ovat hyvässä tilassa ja 3) jotka ovat tarpeellisia hyvässä tilassa olevan pinta-alan lisääntymisen ja suotuisan viitealan saavuttamisen näkökulmista.

3.3. EU:n habitaattimanuaalin ja kansallisen ohjeistuksen rooli luontotyyppien määrittämisessä

Euroopan komission luontotyyppikäsikirja eli nk. EU:n habitaattimanuaali (European Commission 2013) sisältää lyhyen kuvauksen kaikista EU:n luontodirektiiviin (Luontodirektiivi 1992, 1997) kuuluvista luontotyypeistä. Sen tarkoitus on auttaa jäsenvaltioita tunnistamaan ja luokittelemaan luontodirektiivin luontotyyppejä sekä varmistaa suojelutoimenpiteiden johdonmukainen soveltaminen kaikkialla Euroopassa. Habitaattimanuaalia on päivitetty luontodirektiivin voimaan tulon jälkeen useaan otteeseen, mikä johtuu pääasiassa uusien jäsenvaltioiden liittymisestä Euroopan unioniin ja uusien luontotyyppien sisällyttämisestä EU:n luontodirektiiviin. Uusin versio, EUR28, on vuodelta 2013. Luontodirektiivin luontotyyppien määrittelmistä on päätetty yhdessä komission ja jäsenmaiden kesken. Jos luontotyyppien määrittelmiä muutettaisiin, se vaatisi neuvotteluprosessin Euroopan komission kanssa ja jäsenmaiden yhteisen päätöksen.

Manuaalissa olevat luontotyyppien kuvaukset ovat siis sitovia, mikä tarkoittaa sitä, että kansallisella päätöksellä ei voisi määritellä luontotyyppejä habitaattimanuaalista poikkeavalla tavalla. Luontotyyppejä voi kyllä lisätä luontodirektiiviin (kuten on tehty esimerkiksi uusien jäsenmaiden liittyessä EU:hun) tai niiden kuvauksia voi muuttaa, mutta tämä edellyttää luontodirektiivin 20 artiklan mukaisen, EU komission alaisen habitaattikomitean päätöstä (Habitats Committee).

EU:n habitaattimanuaalin mukaan kaikkia puustoisia luontotyyppejä, mukaan lukien boreaaliset luonnonmetsät, harjumetsät, lehdot ja puustoiset suot, koskee seuraava luonnehdinta:

"Luonnontilainen tai luonnontilaisen kaltainen metsäkasvillisuus, joka koostuu luontaisista puulajeista ja muodostaa pitkien puumaisten puiden metsiköitä, joissa on tyypillinen aluskasvillisuus, ja jotka täyttävät seuraavat kriteerit: harvinainen tai jäännösluonteinen, ja/tai joissa esiintyy yhteisön tärkeänä pitämiä lajeja." (European Commission 2013; suomennos kirjoittajien). On huomattava, että harvinaisuudella ja jäännösluonteisuudella viitataan tässä yhteydessä harvinaisuuteen EU-tasolla. Yhteisön tärkeänä pitämät lajit (species of Community interest) tarkoittavat uhanalaisia, silmälläpidettäviä tai harvinaisia lajeja, jotka on lueteltu tai voidaan luetella luontodirektiivin liitteissä (Luontodirektiivi 1992). Tämän lisäksi luontodirektiivin luontotyypeistä osa on nk. priorisoituja luontotyyppisiä, joista Suomi kantaa erityisvastuuta EU:n alueella. Tässä raportissa käsiteltävistä luontotyypeistä boreaaliset luonnonmetsät ja puustoiset suot ovat näitä luontodirektiivin määrittelemiä ensisijaisesti suojeltavia luontotyyppisiä.

EU:n habitaattimanuaalin kuvaukset (esimerkiksi kuvaus boreaalisista luonnonmetsistä) ovat usein yleisluonteisia, eikä niissä ole kuvattu sellaisia määrällisiä kriteereitä, joita voisi suoraan käyttää luontotyyppien esiintymien tunnistamiseen tai niiden hyvän tilan määrittämiseen. Juuri tämän yleisluonteisuuden takia luontodirektiivin kansallista toimeenpanoa varten laadittiin Natura-luontotyyppiopas (Airaksinen & Karttunen 1998, korjattu toinen painos 2001), jossa kukin luontotyyppi sekä sen luonnontilaisuuden ja edustavuuden arvioinnissa käytettävät kriteerit kuvataan tarkemmin. Eri luontotyyppiryhmien kuvaukset laadittiin oppaaseen asiantuntijatyönä.

Natura-luontotyyppiopasta täydentämään on suojelualueiden luontotyyppien inventointeja varten laadittu Natura-inventointiohje, jota on päivitetty säännöllisin väliajoin (uusin versio Syke & Metsähallitus 2020). Inventointiohjeen tarkoituksena on yhdenmukaistaa valtakunnallisesti luontotyyppien tulkintaa sekä täsmentää tarvittaessa luontotyyppien määritelmiä. Inventointiohjeessa käsitellään myös luontotyyppien muuttumista hoidon tai suksession seurauksena sekä luontotyyppien mahdollista päällekkäisyyttä. Inventointiohjeen kuvaukset ovat pääasiassa laadullisia ja niitä on hyödynnetty luontodirektiivin luontotyyppien seurannassa ja tilastoinnissa. Joidenkin luontotyyppien kohdalla on määritelty määrällisiä raja-arvoja Natura-luontotyyppioppaassa esitetyille tunnistamiskriteereille.

Natura-luontotyyppiopas ja Natura-inventointiohje ovat tulkintoja siitä, miten EU:n habitaattimanuaalia tulisi soveltaa Suomessa. Vaikka Natura-inventointiohje onkin laadittu alun perin suojelualueiden inventointia varten, sitä ja Natura-luontotyyppiopasta sovelletaan direktiiviluontotyyppien suojelutasoarvioinnissa, joissa huomioidaan myös Natura-alueiden ulkopuoliset alueet. Ennallistamisasetuksen myötä on noussut tarve tarkastella tarkemmin, kuinka hyvin Natura-luontotyyppioppaassa ja -inventointiohjeessa esitetyt tulkinnat EU:n habitaattimanuaalista soveltuvat Natura-alueiden ulkopuolisille alueille ja onko tulkinnoissa kehittämistarvetta. EU:n habitaattimanuaali ei tarjoa yksiselitteistä tulkintaa luontotyyppien tunnistamiseen, vaan sitä on mahdollista tulkita eri tavoilla. Natura-inventointiohjeenkin tulkinnat luontotyypeistä poikkeavat osittain siitä, mitä ne ovat Natura-luontotyyppioppaassa. Tällaiset epä johdonmukaisuudet luovat tarpeen yhtenäistää näitä tulkintoja Suomessa.

3.4. Luontotyyppin hyvä tila

Luontotyyppin rajaamisen ja tunnistamisen lisäksi usein on tarpeen arvioida myös luontotyyppin laatua. Luontodirektiivi ei sisällä suoraa määritelmää luontotyyppin hyvästä tilasta, vaan luontotyyppin laatu sisältyy luontodirektiivin mukaisessa suojelutasoarvioinnissa ja raportoinnissa osatekijään **rakenne ja toiminta** (European Commission 2023). Osatekijän arvioinnissa tarkastellaan luontotyyppin tilan ja laadun kannalta keskeisiä ominaispiirteitä. Esimerkiksi metsäluontotyypeillä arvioidaan usein erilaisia puustoon ja kasvillisuuteen liittyviä ominaispiirteitä. Lajisto liittyy tiiviisti rakenne ja toiminta -osatekijän arviointiin: suojelutasoarvioinnissa tarkastellaan luontotyyppin **tyypillisiä lajeja**, jotka indikoivat luontotyyppin hyvää laatua. Luontodirektiivin mukaisessa suojelutasoarvioinnissa on siis tehtävänä tuottaa arvio luontotyyppin tilasta luontotyyppiesiintymien rakennetta, toimintaa, ja lajistoa kuvaavien ominaispiirteiden perusteella (European Commission 2023, Kukkala ym. 2025).

Rakenne ja toiminta -osatekijä arvioidaan ja raportoidaan luontodirektiivin mukaisessa suojelutasoarvioinnissa siten, että luontotyyppin esiintymisalueen pinta-ala jaetaan hyvässä ja ei-hyvässä tilassa olevaan pinta-alaan sekä tilaltaan tuntemattomaan pinta-alaan, jos sellaista esiintyy. Euroopan komission ohjeiden mukaan vähintään 90 prosenttia luontotyyppin kokonaispinta-alasta tulisi olla hyvässä tilassa, jotta rakenne ja toiminta -osatekijä voisi olla suotuisa (FV). Hyvässä tilassa olevan pinta-alan kehityssuuntaa arvioidaan myös edellisen 12 vuoden jaksolta (European Commission 2023). Tässä raportissa tarkasteltavista luontotyypeistä lehdoilla, harjumetsillä ja puustoisilla soilla merkittävä osuus esiintymistä arvioitiin luontodirektiivin mukaisessa suojelutasoarvioinnissa ei-hyvässä tilassa olevaksi (Kukkala ym. 2025). Tämä tarkoittaa, että suuri osuus luontotyyppin esiintymistä on heikentyneitä, ja ne pitäisi saattaa hyvään tilaan, jotta rakenne ja toiminta -osatekijän sekä koko luontotyyppin suojelutaso voisi muuttua suotuisaksi.

Luontodirektiivin luontotyyppien tilaan liittyvät kysymykset ovat herättäneet aiempaa enemmän huomiota EU:n ennallistamisasetuksen myötä. Erityisesti ei-hyvässä tilassa oleva pinta-ala on tärkeässä roolissa ennallistamisasetuksen artiklan 4 tavoitteissa, ja luontotyyppien hyvän tilan määritelmä on esitetty yleisellä tasolla asetuksen artiklassa 3: **”Hyvällä tilalla”** [tarkoitetaan] luontotyyppiesiintymää, jossa luontotyyppin keskeiset ominaisuudet, erityisesti sen rakenne ja toiminnot ja luonteenomaiset lajit tai luonteenomainen lajikoostumus heijastavat korkeatasoista ekologista eheyttä, vakautta ja häiriönsietokykyä, jotka ovat tarpeen ekosysteemin pitkän aikavälin säilymisen varmistamiseksi, ja näin edistävät luontotyyppin suotuisan suojelun tason saavuttamista tai säilyttämistä, kun asianomainen luontotyyppi on luetteloitu luontodirektiivin liitteessä I.¹

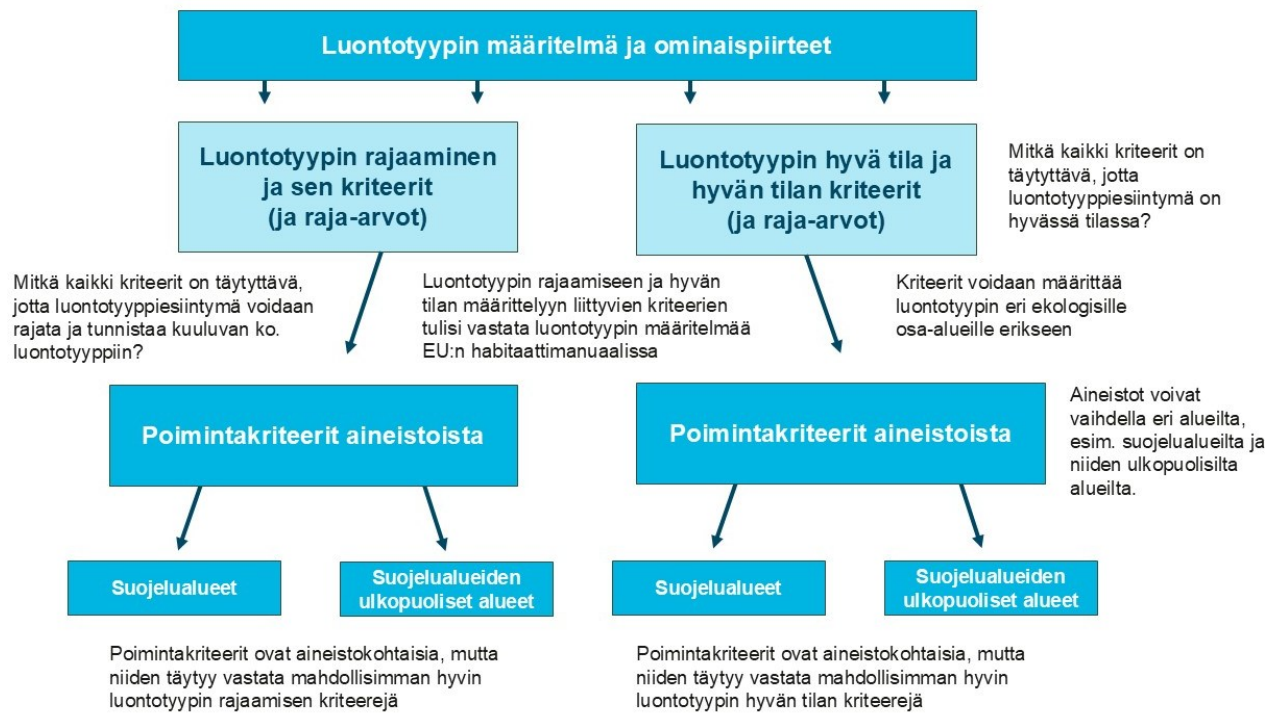
¹ Alkuperäinen englanninkielinen teksti: ‘good condition’ means, as regards an area of a habitat type, a state where the key characteristics of the habitat type, in particular its structure, functions and typical species or typical species composition reflect the high level of ecological integrity, stability and resilience necessary to ensure its long-term maintenance and thus contribute to reaching or maintaining favourable conservation status for a habitat, where the habitat type concerned is listed in Annex I to Directive 92/43/EEC, and, in marine ecosystems, contribute to achieving or maintaining good environmental status;

4. Luontotyyppien tunnistamisen ja hyvän tilan kriteerien muodostaminen

Luontodirektiivin luontotyyppien, mukaan lukien tässä raportissa tarkasteltavien boreaalisten luonnonmetsien, harjumetsien, lehtojen sekä puustoisten soiden, määritelmät on kuvattu EU:n habitaattimanuaalissa. **Luontotyyppin määritelmä** on sama luontotyyppin koko esiintymisalueella (niin Natura-alueilla kuin niiden ulkopuolella). Luontotyyppin määritelmät eli kuvaukset habitaattimanuaalissa sisältävät tietoa luontotyyppin ominaispiirteistä, mutta ne ovat kuitenkin usein luonteeltaan laadullisia. Yksin määritelmän perusteella ei pystytä vielä riittävästi tunnistamaan, vastaako jokin esiintymä luontotyyppiä ja/tai vastaako esiintymä hyvässä tilassa olevaa esiintymää. Tätä varten tarvitaan tarkempia kriteerejä (Kuva 1).

Luontotyyppin tunnistamisen ja hyvän tilan kriteerien muodostamisessa on pakko käyttää tulkintaa, koska kriteereille tarvitsee usein myös asettaa kvantitatiivisia raja-arvoja esiintymien erotteluniseksi. Esimerkiksi luonnontilainen vanha metsä tai runsas lahoppuusto voivat olla luontotyyppin ominaispiirteitä ja osa sen määritelmää EU:n habitaattimanuaalissa. Näitä ominaispiirteitä tulkitaan siten, että niille asetetaan kriteerit ja raja-arvot, esimerkiksi tietyt puuston ikärajat ja lahoppuuston kuutiomäärät tai prosenttiosuudet. Kriteerien perusteella on sitten mahdollista erotella esiintymiä sellaisiin, jotka joko vastaavat tai eivät vastaa luontotyyppin määritelmää. Näin saadaan muodostettua kriteerit luontotyyppin tunnistamiselle ja hyvän tilan määrittelylle, ja niitä voidaan hyödyntää luontotyyppin esiintymien tunnistamiseen ja laadun arviointiin muun muassa maastossa. Kriteerien pitää vastata EU:n habitaattimanuaalin määritelmää ja olla ekologisesti perusteltavissa. EU:n habitaattimanuaalin määritelmästä johdetut luontotyyppin tunnistamisessa sekä hyvän tilan määrittelyssä tarvittavat kriteerit ovat samat Natura-alueilla ja niiden ulkopuolella. Vaikka luontodirektiivi on ollut voimassa jo 30 vuotta Suomessa, luontodirektiivin luontotyyppihin liittyy edelleen tietopuutteita. Luontotyyppien esiintymät tunnetaan edelleen parhaiten suojelualueilta ja Natura-alueilta, ja tietopuutteet korostuvat suojelualueiden ulkopuolella.

Luontotyyppinä on usein tarpeellista tarkastella laajemmin kuin vain yhden esiintymän tasolla. Esimerkiksi suojelutasoarvioinnissa on tarpeen muodostaa arvio luontotyyppin esiintymisalueen pinta-alasta EU:n luonnonmaantieteellisen alueen tasolla. Luontotyyppien esiintymiä ja laajempia alueellisia pinta-ala-arvioita on kyettävä tuottamaan ja rajaamaan myös erilaisista aineistoista. Jotta luontotyyppin esiintymisalueen pinta-alaa voidaan arvioida erilaisista aineistoista, EU:n habitaattimanuaalissa sekä Natura-luontotyyppioppaassa ja -inventointiohjeessa esitetyt luontotyyppin tunnistamiseen ja rajaamiseen liittyvät ominaispiirteet ja kriteerit on tulkittava ja muutettava kullekin aineistolle sopiviksi **poimintakriteereiksi**. Poimintakriteerien ja niille määritettyjen raja-arvojen perusteella on mahdollista tuottaa arvioita luontotyyppin esiintymisalueen pinta-alasta. Sama pätee luontotyyppin hyvässä tilassa olevan pinta-alan arvioinnissa: tarvitaan tietoa luontotyyppin hyvän tilan ominaispiirteistä ja raja-arvoista, jotta ne olisi mahdollista muuntaa sopiviksi poimintakriteereiksi kunkin aineiston sallimissa rajoissa (Kuva 1). Jos poimintakriteerien avulla pystytään ottamaan huomioon vain osa luontotyyppin tunnistamiseen ja rajaamiseen liittyvistä kriteereistä (ja ominaispiirteistä), aineistojen perusteella tuotettu luontotyyppin kokonaispinta-alan arvio muodostuu suuremmaksi kuin se todellisuudessa on. Samalla tavalla myös luontotyyppin hyvässä tilassa oleva kokonaispinta-ala voidaan yliarvioida, jos kaikkia hyvän tilan kriteereitä ei pystytä käyttämään poimintakriteereinä.



Kuva 1. Luontotyyppin tunnistamiseen ja rajaamiseen maastossa on oltava omat kriteerinsä, samoin kuin luontotyyppin hyvän tilan määrittelyyn. Tämän lisäksi sekä luontotyyppin tunnistamiseen ja rajaamiseen inventointiaineistoista (mukaan lukien kaukokartoitusaineistot) on löydettävissä omat poimintakriteerinsä. Aineistoista on mahdollista tunnistaa kriteerejä myös luontotyyppin hyvän tilan määrittelyyn. On tärkeää, että sekä luontotyyppin tunnistamiseen ja hyvän tilan määrittelyyn liittyvät kriteerit, että myös poimintakriteerit aineistoista muodostetaan siten, että ne vastaavat mahdollisimman hyvin luontotyyppin määritelmää EU:n habitaattimanuaalissa.

5. Keskeisimmät metsäisten luontotyyppien tunnistamiseen ja tilan arviointiin käytetyt aineistot

Suomessa on usein olemassa suojelualueilta kattavammat (inventointi)aineistot luontotyyppien esiintymisestä ja laadusta ja suojelualueiden ulkopuolelta tietopohja on sen sijaan puutteellisempi. Luontotyyppien esiintymisalueen pinta-ala-arvioita voidaan tuottaa mm. paikka-tieto-, kaukokartoitus- tai inventointiaineistoista. Tietoa on mahdollista saada muun muassa Metsähallituksen suojelualueiden kuviotietojärjestelmästä (SAKTI), valtakunnan metsien inventoinnin (VMI) aineistoista tai Suomen metsäkeskuksen metsävaratiedoista. Hyvin usein luontodirektiivin mukaisessa suojelutasoarvioinnissa yhdistellään erilaisia aineistoja sekä esiintymisalueen pinta-alan arvioinnissa että hyvässä ja ei-hyvässä tilassa olevan pinta-alan arvioinnissa (Kukkala ym. 2025). Erilaiset aineistot asettavat lähtökohdan sille, mitä luontotyyppien ominaispiirteitä niistä on saatavissa irti. Se, mitä poimintakriteerejä on mahdollista käyttää erilaisissa aineistoissa, vaihtelee suuresti. Natura-alueille ja niiden ulkopuolisille alueille on mahdollista käyttää eri aineistoja luontotyyppien esiintymien rajaamisessa sekä hyvän tilan määrittelyssä. Esimerkiksi Natura-alueilla Metsähallituksen SAKTI-aineisto ja sen edustavuusluokat voivat toimia apuna arvioitaessa luontotyyppien hyvässä tilassa olevaa pinta-alaa. Sen sijaan Natura-alueiden ulkopuolelta voidaan esimerkiksi käyttää VMI:n muuttujia hyvässä tilassa olevan pinta-alan arvioinnissa.

VMI-aineistoa on käytetty luontotyyppien kokonaispinta-alojen ja hyvässä tilassa olevien pinta-alojen arvioinnissa kaikkien hankkeessa käsiteltyjen luontotyyppien eli boreaalisten luonnonmetsien, harjumetsien, lehtojen ja puustoisten soiden osalta. VMI on tilastolliseen otantaan perustuva, koko maan kattava metsien seurantajärjestelmä. Tuoreimman inventoinnin, VMI13:n, maasto-otos mitattiin vuosien 2019–2023 aikana. Otokseen kuului 62 266 maalle osunutta koealaa, joista 51 546 koealaa oli metsätalousmaalla. VMI toistetaan viiden vuoden välein siten, että vuosittain mitataan yksi viidesosa koealoista. Nykyisin neljäviidesosaa koealoista on pysyviä koealoja, jotka mitataan uudestaan 5 vuoden välein. Poikkeuksena ovat Ahvenanmaa ja Ylä-Lappi (Suomen kolme pohjoisinta kuntaa), joissa maasto-otos mitataan kokonaisuudessaan yhden vuoden aikana. Ylä-Lapissa lisäksi mittausväli on 10 vuotta.

VMI:n otokseen osuneet koealametsiköt kuvataan noin 200 muuttujan avulla. Muuttujat kuvaavat metsikön hallinnollista tilaa (mm. omistajaryhmä, puuntuotannonrajoitukset), kasvupaikkaa (mm. maaluokka ja sen muutokset, päätyyppi, ojitustilanne, kasvupaikkaluokka, orgaanisen kerroksen paksuus, maalaji), puustoa (mm. jaksojen lukumäärä, jakson jokaisesta puulajista perustamistapa, keskiläpimitta, keskipituus, ikä, tuhot ja pohjapinta-ala tai runkoluuku), metsänhoidollista tilaa (metsähoidollinen laatu, metsikössä tehdyt ojitus-, maanmuokaus- ja hakkuutoimenpiteet, tulevien toimenpiteiden tarve ja kiireellisyys metsänhoidollisesta näkökulmasta) ja luonnontilaisuutta. Koealametsikön luonnontilaisuutta arvioidaan kolmella luokkamuuttujalla: puuston luonnontilaisuus, lahoppuuston luonnontilaisuus ja ihmistoiminnan merkit. Kullakin kolmella muuttujalla on kolme luokkaa: luonnontilainen tai luonnontilaisen kaltainen, jonkin verran muuttunut, selvästi muuttunut. Lahoppuuston luonnontilaisuutta arvioitaessa kiinnitetään huomiota sekä lahoppuuston määrään suhteessa kasvupaikan puuntuotoskykyyn että lahoppuujatkumoon: luonnontilaisimmassa luokassa tulee olla sekä runsaasti lahoppuuta (suhteessa kasvupaikan puuntuotoskykyyn) että lahoppuujatkumo.

VMI:n yhteydessä tuotetaan myös ns. monilähde-VMI-aineisto, jossa maastomittaukset on yhdistetty optiseen satelliittikuva-aineistoon (nykyisin pääasiassa Sentinel-aineistoa, aiemmin

Landsat-aineistoa) ja karttatietoihin (Mäkisara ym. 2022). Monilähde-VMI-aineiston kuva-alkion koko on 16 m x 16 m, ja päivitysväli 2 tai 3 vuotta. Kullekin kuva-alkiolle on estimoitu mm. kasvupaikkaluokka, puulajiryhmittäin puuston tilavuus ja biomassa ja puuston ikä. Kuva-alkion tasolla aineiston tarkkuus ei ole kovin hyvä, mutta aineiston etuina ovat kattavuus ja ajantasaisuus.

6. Metsänkäsittelyt luontotyypeillä

Kaikki neljä Luhti-hankkeessa tarkasteltua luontotyyppiä ovat kokonaispinta-alaltaan suuria, ja luontotyyppistä riippuen suuri osa niiden pinta-alasta sijaitsee metsätaloustaloudessa olevilla alueilla, tai taloustaloudella on tai on ollut niiden tilaan huomattava vaikutus.

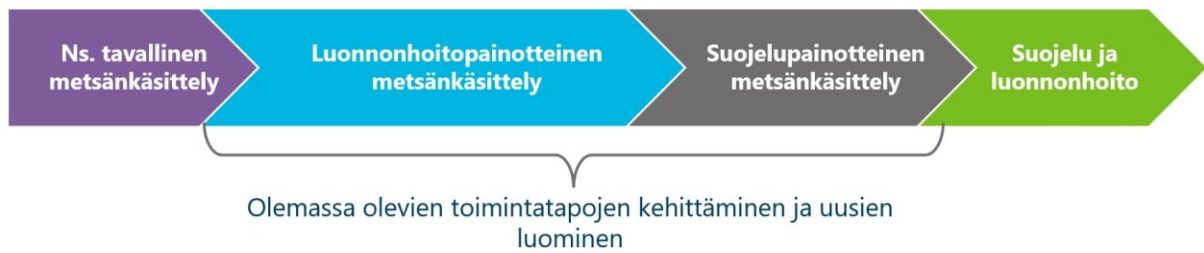
Tuoreimmassa luontodirektiivin luontotyyppien suojelutasoarvioinnissa (Kukkala ym. 2025) merkittävä osuus metsäisten luontotyyppien niistä esiintymistä, joiden tila on arvioitu tunteksi, on raportoitu ei-hyvässä tilassa olevaksi. Ne ovat siis nykytiedon valossa tavalla tai toisella ominaispiirteiltään heikentyneitä. On lisäksi todennäköistä, että luontotyyppitiedon lisääntyessä osa tuntemattomassa tilassa olevista esiintymistä arvioidaan ja raportoidaan myöhemmin ei-hyvässä tilassa oleviksi. Käytännössä tämä tarkoittaa sitä, että suojelualueiden ulkopuolisilla esiintymillä on suuri merkitys metsäisten luontotyyppien tilan parantamisessa ja ennallistamisasetuksen tavoitteiden saavuttamisessa.

Olennaista on tunnistaa, minkälaiset metsänkäsittelytoimet voivat mahdollistaa heikentyneen luonnon tilan parantumisen ja ennallistamisasetuksen tavoittelemallaan elpymiskehityksen saavuttamisen, ja toisaalta minkälaiset metsänkäsittelytoimet ovat tai eivät ole mahdollisia metsätaloustaloudessa olevalla luontotyyppiesiintymällä, jonka katsotaan olevan hyvässä tilassa (Kuva 2).

Ei-hyvässä tilassa oleva esiintymä:	Hyvässä tilassa oleva esiintymä:
Millaisia luonnonhoito- ja ennallistamistoimia voidaan/tulee tehdä, jotta kohde siirtyy hyvään tilaan? • Esim. lehdoissa kuusien poistaminen, vesitalouden palauttaminen, lahoppuun lisääminen jne. • Esim. puustoisilla soilla ojien tukkiminen ja vesitalouden palauttaminen, puuston rakenteen muuttaminen (ylimääräisten puiden poistaminen, lahoppuun tuottaminen) jne.	Onko metsätaloustaloudella edelleen esiintymällä mahdollista? • Esim. lehdoissa, voiko metsätaloutta harjoittaa lehtolajistoa suosien? Voidaanko tunnistaa toimintamalleja ja vähimmäiskriteereitä metsätalouden harjoittamisen jatkumiseksi? • Vai rajaako luonnontilaisuuden vaatimus metsätaloustaloudenpiteet pois? → Tarkoittaisi käytännössä suojeluvuorokautta, myös mahdolliset luonnonhoidon resurssit mietittävä
Toimet tulisi huomioida myös hyvän tilan kriteereissä (jotta kriteerit mahdollistavat tällaisen luonnonhoidon)	Hyvän tilan kriteereissä puuston luonnontilaisuuden mittarit keskeisiä, miten mahdollistavat metsätalouden harjoittamisen

Kuva 2. Hyvän tilan saavuttaminen metsätaloustaloudessa olevilla Luhti-hankkeessa tarkastelluilla luontotyypeillä. Luhti-hankkeen työn viitekehityksessä metsänkäsittely tarkoittaa toisaalta ei-hyvässä tilassa olevien esiintymien tilaa parantavia toimia, toisaalta hyvässä tilassa olevan esiintymän mahdollisten metsänkäsittelyn rajoitteiden ja tavallisesta metsätaloustaloudesta poikkeavien käsittelyvaihtoehtojen tunnistamista.

Taloustaloudessa olevien luontotyyppiesiintymien tilan parantamiseksi haetaan siis optimaalista yhdistelmää metsätalouden olemassa olevan keinovalikoiman hyödyntämiseksi ja uusien toimintatapojen tunnistamiseksi (Kuva 3). Tämä voi tarkoittaa olemassa olevien tai kokonaan uusien käsittelymallien kehittämistä, tai tiettyjen luontotyyppiesiintymien rajaamista kokonaan metsänkäsittelyn ulkopuolelle. Ratkaisuja on haettava paitsi luontotyyppikohtaisesti, myös luontotyyppien sisällä niiden suuren luontaisen vaihtelun takia.



Kuva 3. Metsätalouskäytössä olevilla luontotyyppiesiintymillä tilan parantaminen vaatii optimaalisen yhdistelmän hakemista metsätalouden olemassa olevan keinovalikoiman ja uusien keinojen tunnistamiseksi ja hyödyntämiseksi. Luonnonhoitopainotteinen metsänkäsittely voi tarkoittaa esimerkiksi lajiston turvaamista huomioivien toimintatapojen ja keinojen suunnitelmallisempaa toteutusta suuremmalla volyymilla. Suojelupainotteinen metsänkäsittely taas tarkoittaa tilannetta, jossa luontotyyppiesiintymästä rajataan aiemmin metsätalouskäytössä olleita kohteita käsittelyn ulkopuolelle. Myös suojellut kohteet voivat vaatia luonnonhoitoa luontotyyppien ominaispiirteiden turvaamiseksi.

Luontotyyppien suojelutason arviointiin liittyy myös vahvasti luontotyypeille tyypillisten lajien tilanne (Luku 3.4., European Commission 2023, Kukkala ym. 2025). Lajiston säilymistä ja kykyä levittäytyä uusille alueille voidaan tukea metsän- ja luonnonhoidon toimilla myös luontotyyppiesiintymien ulkopuolisissa talousmetsissä (Arnkil ym. 2024).

On hyvin todennäköistä, että luontotyyppien tilan parantamiseen liittyvät kunnianhimoiset tavoitteet vaativat talousmetsien luontoa huomioivien käsittelymenetelmien ja toimintamallien kehittämistä, testaamista ja kehitystyön jatkamista vielä pitkälle tulevaisuuteen tiedon ja ymmärryksen karttuessa. Myös metsänhoidon suositukset ja niissä kuvatut metsän- ja luonnonhoidon toimet luontokohteiden ja lajien turvaamiseksi vaativat tulevaisuudessa päivitys- ja uudistustyötä. Luhti-hankkeessa on pyritty tuottamaan ehdotuksia työn alkuun saattamiseksi, yhdessä hankkeessa tapahtuvan luontotyyppien tunnistamisen ja hyvän tilan kriteerien täsmennysehdotusten kanssa.

7. Boreaaliset luonnonmetsät (9010)

7.1. Kuvaus EU:n habitaattimanuaalin mukaan

EU:n habitaattimanuaalin vuoden 1996 version (European Commission 1996) kuvaus boreaalisista luonnonmetsistä on käännetty suomeksi Natura-luontotyyppioppaassa (Airaksinen & Karttunen 2001), ja tämä kuvaus esitetään alla. Kuvaus on pysynyt täsmälleen samana EU:n habitaattimanuaalin uusimmassa versiossa (European Commission 2013, Liite 1). Mikäli käännös poikkeaa habitaattimanuaalin kuvauksesta, lisäykset on alleviivattu ja poikkeamia on kommentoitu kussakin kohdassa hakasuluissa.

Kuvaus: Tämä tyyppi sisältää vanhat luonnonmetsät sekä luonnontilaiset paloalat ja palon jälkeen luonnontilaisina kehittyneet nuoret metsät. Vanhat luonnonmetsät ovat metsien kliimaksi- tai myöhäisiä sukkessiovaiheita, joihin ihmistoiminta on vaikuttanut vain vähän tai ei lainkaan. Nykyiset vanhat luonnonmetsät ovat vain pieniä jäänteitä Fennoskandian alkuperäisistä luonnonmetsistä. Voimaperäinen metsätalous, jota toteutetaan käytännöllisesti katsoen kaikkialla Pohjoismaissa, on suurelta osin hävittänyt vanhojen luonnonmetsien olennaiset piirteet, joita ovat mm. kuolleen pystytuuston ja maapuuston runsaus, elävän puuston ikä-, koko- ja puulajivaihtelu, aikaisemman puustosukupolven puut sekä talousmetsiä tasaisempi pienilmasto. Luonnonmetsät ovat monien uhanalaisten lajien, erityisesti sienten, jäkälien, sammalien ja hyönteisten (etenkin kovakuoriaisten) elinympäristöjä. Osassa nykyisistä vanhoista luonnonmetsistä on nähtävissä ihmisen vaikutusta (esim. poimintahakkuiden, karjan laidunnuksen) [esim. poimintahakkuiden, karjan laidunnuksen on alkuperäisestä tekstistä poikkeava lisäys], mutta siitä huolimatta niissä on merkittävästi luonnonmetsien piirteitä.

Alun perin luonnonmetsiä oli koko boreaalisella ja hemiboreaalisella vyöhykkeellä lukuun ottamatta orohemiarktista puutonta aluetta. Nykyisin suurin osa luonnonmetsistä on alueiden pohjoisosissa ja eteläosissa on vain pieniä sirpaleita jäljellä. [Edellä olevat lauseet on siirretty eri kohtaan kohdasta 2, maantieteellinen levinneisyys. Suomea ja Ruotsia ei mainita käännöksessä erikseen, kuten on tehty alkuperäisessä tekstissä.] Metsien luonne vaihtelee suuresti eri osissa boreaalista vyöhykettä (etelä-, keski- ja pohjoisboreaalinen vyöhyke). [Edellinen lause on puolestaan siirretty loogisempaan kohtaan paloalueiden kuvauksen perästä.] Erityistä huomiota tulisi kiinnittää seuraaviin luontotyyppeihin, joista osa kuitenkin erotetaan omina luontotyypeinä: vanhat luonnonmetsät, joissa on pitkä jatkuvuus, harjumetsät, lehdot, kallioiset luontotyytit, tulvavaikutteiset alueet, raviinimetsät, kuusi- ja lehtipuustoiset korvet. [Edellä oleva lause ei ole habitaattimanuaalista, vaan se on lisätty kuvaukseen. Harjumetsät (9060), boreaaliset lehdot (9060), kallioiset luontotyytit mukaan lukien kalkkikalliot (8210), silikaattikalliot (8220) ja kallioiden pioneerikasvillisuus (8230), tulvametsät (91E0), raviini- ja rinnelehdot (9189) ja puustoiset suot (91D0) ovat omia luontotyyppejään.] Seuraavat alatyypit erotetaan pääpuulajiin mukaan, alatyypit kuvastavat myös kasvupaikkatyyppivaihtelua: vanhat kuusimetsät, vanhat mäntymetsät, vanhat sekametsät, vanhat lehtipuumetsät. [Lause ei ole suoraan habitaattimanuaalista. Neljä alatyyppiä (kuusivaltaiset ja sekametsät, mäntyvaltaiset, lehtipuuvalliset) esitetään kohdassa 2, tyyppilajisto. Kasvupaikkatyyppien välinen vaihtelu mainitaan habitaattimanuaalin tekstissä samassa lauseessa kuin metsäkasvillisuusvyöhykkeiden mukainen vaihtelu.]

Määrittäminen: *Paloalat ja niiden nuoret sukkessiovaiheet ovat luonnostaan olleet yleisiä boreaalisella vyöhykkeellä. Nykyisin ne ovat erittäin harvinaisia tehokkaan palontorjunnan ja metsätalouden vuoksi. Luonnontilaiset tuoreet paloalat ovat hyvin tärkeitä luontotyyppejä monille uhanalaisille lajeille (kovakuoriaiset, sienet).* [Kovakuoriaisia ja sieniä ei mainita erikseen habitaattimanuaalissa paloalueiden kohdalla.] *Luonnontilaisilla paloalueilla on tyypillisesti paljon kuollutta, palanutta puuainesta ja vaihtelevassa määrin eläviä puita, mikä vaikuttaa huomattavasti metsän jatkokehitykseen. Talouskäytössä olevilla alueilla paloalat yleensä raivataan ja viljellään tai istutetaan puun tuotantoa varten ja siksi nuoret lehtipuustoiset, luonnontilaiset sukkessiovaiheet (paloalueilla) ovat nykyään hyvin harvinaisia. Erotettavat alatyypit: äskettäin palaneet alueet sekä luontaisesti palon jälkeen kehittyneet nuoret lehtipuustoiset metsät.* [Kahta edellistä lausetta ei ole habitaattimanuaalissa.]

Tyyppi jakautuu kolmeen osaan: vanhoihin luonnontilaisiin tai niiden kaltaisiin metsiin, nuoriin palon jälkeen luontaisesti kehittyneisiin lehtipuumetsiin sekä tuoreisiin metsäpaloaloihin. Vanhoista luonnontilaisista tai niiden kaltaisista metsistä erotetaan lisäksi viisi alatyypistä puulajien mukaan. Kaikkiaan muodostuu siten seitsemän eri alatyypistä: [Edellisen kappaleen tekstiä ei ole habitaattimanuaalissa. Habitaattimanuaalin mukaan seuraavat alatyypit erotetaan pääpuulajin ja kasvupaikkavaihtelun perusteella.]

Boreaaliset luonnonmetsät

- kuusivaltaiset
- mäntyvaltaiset
- havupuusekametsät [ei ole erillisenä tyyppinä habitaattimanuaalissa, jossa on vain seka-
- sekametsät
- lehtipuuvaltaiset

Metsäpalon jälkeen luontaisesti kehittyneet nuoret puustot

Tuoreet metsäpaloalat

7.2. Luontodirektiivin mukainen suojelutasoarviointi

Luonnonmetsät (9010 Western taiga) on luontodirektiivin luontotyyppi, joka esiintyy Suomessa sekä alpiinisella että boreaalisella vyöhykkeellä. Boreaalisten luonnonmetsien suojelutaso arvioitiin edellisen kerran luontodirektiivin raportoinnissa vuonna 2025. Luontotyypin suojelutaso on heikoin mahdollinen eli epäsuotuisa–huono (U2) ja kehityssuunta on heikenevä. Keskeisimmät suojelutasoarvioinnissa raportoidut uhkatekijät ovat metsätalouden aiheuttama metsämaiseman pirstoutuminen, vanhojen puiden ja metsien väheneminen, kuolleiden puiden poistaminen, maanmuokkaus ja ojitus. Luonnonmetsien ekologiaa tukevien ympäröivien metsäalueiden intensiivinen talouskäyttö, metsäpalojen torjunta ja karujen kasvupaikkojen rehevöityminen ovat myös uhkatekijöitä luontotyyppille.

Boreaalisten luonnonmetsien luontodirektiivin mukainen suojelutasoarviointi toteutettiin 2024–2025 ja pinta-alaa arvioitiin suojelutasoarvioinnissa Metsähallituksen suojelualueiden kuviotietojärjestelmän (SAKTI) ja VMI-aineistojen perusteella (Suomen ympäristökeskus 2025, ks. luku 7.7).

7.3. Luhti-hankkeen työpajojen tulokset

Boreaalisten luonnonmetsien määrittämisen ja rajaamisen maastossa on tunnistettu olevan hankalaa etenkin metsätaloustoimijoiden keskuudessa (Arnkil ym. 2024). Luontotyyppien rajaamiseen maastossa on ollut vain niukasti määrällisiä kriteereitä saatavilla (Airaksinen & Karttunen 2001, Syke & Metsähallitus 2020); toisaalta boreaalisissa luonnonmetsissä niitä on ollut moniin muihin luontotyypeihin nähden jopa kohtalaisen hyvin.

Esimerkiksi luontotyyppille keskeinen ominaisuus, puuston ikä, määritellään Natura-luontotyyppioppaassa ja -inventointiohjeessa viittaamalla metsätaloudelliseen uudistusikään. Metsätaloudessa ei kuitenkaan enää sovelleta uudistamisikää, vaan uudistamiseen suositellaan käytettävän pääsääntöisesti puuston keskiläpimittaa kasvupaikkatyyppin, pääpuulajin ja maantieteellisen sijainnin mukaisesti (Metsänhoidon suositukset 2023).

Myös hankkeen alkuvaiheessa järjestetyissä työpajoissa pohdittiin puuston ikään liittyvän kriteerin täsmentämisen tarvetta. Metsätaloudellinen uudistusikä -termin käyttämisestä luopuminen voisi olla perusteltua sen harhaanjohtavuuden takia. Luonnonmetsät ovat tavanomaisen metsätaloustalouden ulkopuolella olleita luonnontilaisia tai sen kaltaisia metsiä, eivät uudistusikänsä vastikään saavuttaneita talousmetsiä. Työpajoissa todettiin, että vanhojen luonnonmetsien tärkeä tunnistamiskriteeri on joka tapauksessa ikä, ja siksi kriteerin raja-arvot tarvitaan.

Luonnonmetsiin kuuluu keskeisesti myös kasvupaikkatyyppille ominainen maa- ja pystylahopuusto sekä lahoppuujatkumo. Natura-inventointiohjeessa kriteeri lahoppuun määrälle (kuollutta pystypuuta ja eri lahovaiheiden maapuuta vähintään 10 % kokonaispuuston määrästä tai 10 m³/ha, jos metsä on rakenteeltaan yksijaksoinen) on jakanut mielipiteitä metsätaloustoimijoiden keskuudessa (Arnkil ym. 2024). Koska kiinteä raja-arvo 10 m³/ha ei ota huomioon kasvupaikkatyyppien välistä vaihtelua, kesäkuun asiantuntijatyöpajassa ehdotettiin kriteerin muuttamista muotoon 10 % kokonaispuuston tilavuudesta.

Hankkeen työpajoissa keskusteltiin luonnonmetsien minimikoosta. Luonnonmetsien rajauksen mainittiin voivan olla selkeästi suurempi kuin esimerkiksi lehtojen, mahdollisesti useita hehtaareita; aivan pienet laikut eivät todennäköisesti voi olla luonnonmetsää, koska ne eivät pysty ylläpitämään luonnonmetsien ominaispiirteitä (esim. mikroilmastoa) ja lajistoa. Reunavaikutuksesta vapaasta pinta-alasta todettiin, että reunavaikutuksen ulkopuolelle jäävää pinta-alaa tulisi olla vähintään 3–5 ha pääpuulajista riippuen. Toisaalta, jos tarkasteltava kohde koostuu esimerkiksi suon ja metsän tai kallioiden ja metsän mosaiikista, luonnonmetsäsiintymät mainittiin voivan olla pienempiäkin laikkuja (mutta osana suurempaa kokonaisuutta).

Kesäkuun työpajassa pohdittiin myös lajistokriteerin käyttöä. Vanhan metsän indikaattorilajiston todettiin olevan periaatteessa hyvä, mutta käytännössä hyvin vaikeasti sovellettava kriteeri. Osa työpajan asiantuntijoista piti kriteeriä inventoinnin näkökulmasta käytännössä mahdottomana, koska yksittäisten havaintojen sijaan tulisi tarkastella elinvoimaisia lajikantoja laajemmalla inventoitavalla alueella. Lajilistojen käyttäminen kohteiden arvioinnissa ja pisteytyksessä mainittiin vaativan määritelmiä, kuinka monta tiettyihin indikaattoriluokkiin kuuluvaa lajia kohteelta vähintään pitäisi löytyä. Indikaattoreita tulisi olla eri lajiryhmistä luonnonmetsien rakennepiirteisiin liittyen. Työpajassa todettiin, että Natura-luontotyyppioppaan lajilistat tulisi päivittää ja täydentää tällaista käyttöä varten nykytietoja vastaaviksi.

Metsänkäsittelyt metsätalouden harjoittamisen näkökulmasta nähtiin pääsääntöisesti mahdolltomiksi luontotyyppin luonteen takia. Metsänkäsittelyiden osalta kesäkuun työpajassa tuotiin kuitenkin esiin ajatus sallituista varovaisista poimintaluontoisista hakkuista. Metsiköitä, joissa on aiemmin tehty poimintahakkuita, on määritelty boreaaliseksi luonnonmetsiksi. Työpajassa tuotiin esiin, että tällaisten yksinpuin poimintojen sallimista voitaisiin harkita, mikäli luontotyyppin kriteerit säilyvät hakkuiden jälkeen. Asiantuntijoiden mielipiteet kuitenkin jakautuvat tämän osalta.

Hankkeen työpajoissa tarkasteltiin myös ennallistamispoltoja ja niiden merkitystä luontotyyppin hyvän tilan saavuttamiseksi. Polttoja todettiin tarvittavan käytännössä huomattavasti nykyistä enemmän, ja ne voisi olla järkevää kohdentaa etenkin luontotyyppin huonoimpaan osaan (luontotyyppin inventoinnissa edustavuus merkittävä tai ei-merkittävä). Kesäkuun työpajassa nähtiin tärkeäksi, että polttoa edeltävän metsän kriteereitä selkeytettäisiin: miten paljon ja millaista (elävää, kuollutta, järeää jne.) poltettavaa puustoa ennallistettavalta kohteelta edellytetään. Työpajassa ehdotettiin, että polttamalla palautettavan luonnonmetsän tulisi olla uudistuskypsää, merkittävää osaa puustosta ei tulisi poistaa, kohteen tulisi olla kytkeytynyt suojelualueeseen ja se tulisi jättää polton jälkeen kehittymään luonnontilassa.

Samalla esitettiin ajatus luontotyyppin lisäämiseksi (palauttamiseksi) toimintamallilla, jossa talouskäytössä olevalla metsätilalla voitaisiin ennallistettavilla kuvioilla hakata arvokkain osuus puustosta, jonka jälkeen jäljelle jäänyt puusto poltettaisiin ja jätettäisiin rauhaan noin 20–30 vuodeksi. Tällä tavoin voitaisiin lisätä nopeasti luontotyyppin pinta-alaa. Tämän rauhoitusjakson jälkeen alue voitaisiin ottaa uudelleen metsätalouskäyttöön, mutta samalla vastaavan suuruinen alue hakattaisiin, poltettaisiin ja suojeltaisiin vastaavalla tavalla määrääjäksi. Toteutusta voivat rajoittaa kuitenkin useat tekijät, kuten luontotyyppin hyvää tilaa koskeva heikentämättömyysvelvoite (ennallistamisasetus) sekä esiintymien paikkatietoon perustuvan seurannan puute ja järjestäminen.

7.4. Ehdotukset tunnistamiskriteereiksi

EU:n habitaattimanuaalin mukaan boreaaliin luonnonmetsiin kuuluvat *”luonnontilaiset vanhat metsät sekä palon jälkeen luontaisesti kehittyneet nuoren metsän kehitysvaiheet. Luonnontilaiset vanhat metsät edustavat sukkession kliimaksivaiheita tai myöhäisiä vaiheita, joissa on vain vähän ihmisvaikutusta tai ei lainkaan ihmisvaikutusta”* (European Commission 2013; suomenos kirjoittajien). Boreaalisten luonnonmetsien keskeisinä ominaisuuksina luetellaan huomattavan suuri kuolleen ja lahonneen puun määrä, suuri vaihtelu puuston iässä, pituudessa sekä puulajikoostumuksessa, aiemman puusukupolven puut ja vakaampi mikroilmasto. Boreaaliin luonnonmetsiin kuuluvat vanhojen metsien lisäksi äskettäin palaneet metsäalueet sekä palon jälkeen luonnontilaisena kehittyneet nuoret sukkessiovaiheet. Luonnontilaisille paaloalueille tyypillistä on suuri kuolleen ja palaneen puun määrä sekä vaihteleva elävän puuston tiheys, mikä vaikuttaa huomattavasti puuston uudistumiseen. Boreaalisten luonnonmetsien tunnistamiskriteerit Natura-inventointiohjeen mukaan ja kriteereihin tässä raportissa ehdotetut täydennykset ja muutokset esitetään taulukossa 1.

Taulukko 1. Boreaalisten luonnonmetsien (9010) tunnistamiskriteerit Natura-inventointiohjeen mukaan ja kriteereihin tässä raportissa ehdotetut täydennykset ja muutokset.

Kriteeri	Kuvaus
Kasvupaikkatyypit	Luontotyyppiin luetaan kriteerien mukaiset kangasmetsät, kangaskorvet ja kangasrämeet. Vaihtoehtoinen ehdotus (ks. luku 10.4): Luontotyyppiin luetaan kriteerien mukaiset kangasmetsät, kangaskorvet ja kangasrämeet sekä muut ohutturpeiset puustoiset suot.
Luontotyyppiin eivät kuulu	Boreaalisiin luonnonmetsiin eivät sisälly boreaaliset lehdot (9050), jalopuumetsät (9020), metsäluhdut (9080), raviini- ja rinnelehdot (9180), vanhat tammimetsät (9190) eivätkä puustoiset suot (91D0).
Päällekkäisyys muiden luontotyyppien kanssa	Boreaalinen luonnonmetsä voi olla päällekkäinen luontotyyppien harjumetsät (9060), silikaattikalliot (8220) ja kallioiden pioneerikasvillisuus (8230) kanssa.
Puuston ikä	
Vanhat metsät	Vallitseva puusto on vähintään metsätaloudellisen uudistusian saavuttanutta. Ehdotus 1: Tämä tarkoittaa seuraavia ikärajoja: - Etelä-Suomi, lehtomaisen kankaan kuusikko, 80–90 v - Etelä-Suomi, tuoreen kankaan kuusikko, 90–100 v - Etelä-Suomi, tuoreen–kuivahkon kankaan männikkö, 90–100 v - Etelä-Suomi, kuivan kankaan tai karukkokankaan männikkö, 100–120 v - Pohjois-Suomi, lehtomaisen–tuoreen kankaan kuusikko, 100–130 v - Pohjois-Suomi, kuivahkon kankaan männikkö, 110–150 v - Pohjois-Suomi, kuivan kankaan tai karukkokankaan männikkö, 130–160 v Ehdotus 2: Vallitseva puusto on sukkessiovaiheeltaan vanhaa. Tällä tarkoitetaan luontotyyppien uhanalaisuuden arvioinnin (LuTU) mukaisia kangasmetsäluontotyyppien varttuneen ja vanhan sukkessiovaiheen välisiä ikärajoja (ks. Taulukko 2).
Nuoret sukkessiovaiheet	* Tuoreet metsäpaloalat, jotka ovat korkeintaan 10–30 vuotta sitten palaneita aloja, joissa palon tapahtuessa on ollut varttunutta puustoa. * Luontaisesti metsäpalon jälkeen syntyneet nuoret tai varttuneet sukkessiovaiheet; paloa edeltäneen puuston olemassaoloa ei edellytetä. * Voimakkaat myrsky- ja hyönteistuhokohteet, jos tuho kohdistuu iältään vähintään uudistuskypsyin ja aiemmin luonnonmetsän rakennepiirteitä omaaviin metseen, eikä kaatunutta puustoa ole korjattu pois. Ehdotus: Luontaisen metsäpalon tai ennallistamispolton tai muun häiriön jälkeen luontaisesti kehittynyt nuori tai varttunut sukkessiovaihe, - jos metsikkö on ollut vähintään varttunutta (paloalueet) TAI - uudistuskypsää ja siinä on ollut luonnonmetsän rakennepiirteitä (muut häiriöalat) ja kuollutta tai elävää puustoa ei ole korjattu häiriön jälkeen.
Puuston luonnontilaisuus	
Puuston satunnainen tilajakauma	Käytännössä täyttyy, jos ei ole tehty nykykäytännön mukaisia harvennus- tai väljennyshakkuita.
Puuston muu luonnontilaisuus	Jokin kohtien a, b, c tai d raja-arvoista täyttyy edellisen lisäksi. Edellytetään:
a) joko puuston vaihtelevakorkeuksista kerroksellisuutta ja lahoppuuston esiintymistä TAI	Latvustoon kuuluu vallitsevaa ja vallittua puustoa ja puuston pituusvaihtelu on 20–50 % valtapituudesta; ainakin kohtalaisesti lahoppuuta
b) puuston jatkuvakorkeuksista kerroksellisuutta TAI	Puuston pituusvaihtelu on yli 50 % valtapituudesta.
c) kuolleen pystypuuston ja eri lahovaiheiden maapuuston suurta määrää TAI	Kuollutta pystypuustoa ja eri lahovaiheiden maapuuta tulee olla vähintään 10 % kokonaispuuston määrästä tai 10 m ³ /ha; lahoppuujatkumo. Ehdotus: vähintään 10 % kokonaispuuston tilavuudesta; lisäksi edellytetään lahoppuujatkumo
d) nykyistä puusukupolvea selvästi vanhempia puita	Aiemman puusukupolven puita vähintään 10 kpl hehtaarilla
Metsikön eliölajistollinen monimuotoisuus	Lajistollisesti ja määrällisesti edustava indikaattorilajisto.

Boreaalisiin luonnonmetsiin voidaan Natura-luontotyyppioppaan (Airaksinen & Karttunen 2001) sekä Natura-inventointiohjeen (Syke & Metsähallitus 2020) mukaan lukea myös kangaskorvet ja kangasrämeet, mikäli kriteerit täyttyvät. Boreaalisiin luonnonmetsiin eivät sisälly boreaaliset lehdot (9050), jalopuumetsät (9020), metsäluhdet (9080), raviini- ja rinnelehdot (9180), vanhat tammimetsät (9190) eivätkä puustoiset suot (91D0). Boreaalinen luonnonmetsä voi olla päällekkäinen luontotyyppien harjumetsät (9060), silikaattikalliot (8220) ja kallioiden pioneerikasvillisuus (8230) kanssa. Näissä tapauksissa boreaalinen luonnonmetsä merkitään toiseksi luontotyyppiä. Kallioiden tapauksessa luonnonmetsäksi voidaan tulkita puustoltaan vähintään kitumaata olevat kohteet.

Tässä raportissa ehdotetaan yhtenä vaihtoehtona, että boreaalisiin luonnonmetsiin luettaisiin kangaskorpien ja kangasrämeiden lisäksi myös muut kriteerien mukaiset ohutturpeiset puustoiset suot, joissa turvekerroksen paksuus on alle 30 cm ja jotka täyttävät boreaalisten luonnonmetsien kriteerit. Tämä täsmentäisi puustoisten soiden määritelmää ja samalla boreaalisten luonnonmetsien ja puustoisten soiden välistä rajankäyntiä. Määritelmän muutoksen mahdollisia vaikutuksia käsitellään tarkemmin puustoisten soiden yhteydessä (Luku 10.4)

Natura-luontotyyppioppaan (Airaksinen & Karttunen 1998, 2001) mukaan vanhojen metsien tulee olla vähintään metsätaloudellisen uudistusiän saavuttaneita, mikä on tarkoittanut 1990-luvulla ja 2000-luvun alussa voimassa olleiden metsänhoidon suositusten mukaisia uudistuskypsyysikä (Metsäkeskus Tapio 1994, Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio 2001). Taulukossa 1 on esitetty (Ehdotus 1) näitä uudistuskypsyysikää vastaavat ikärajat erikseen Etelä- ja Pohjois-Suomelle kasvupaikkatyypeittäin ja puulajeittain havupuuvaltaisille metsille. Lehtipuuvallaisille metsille ei tarvita alaikärajaa, koska luonnontilaisen kaltaiset lehtipuuvallaiset metsät ovat käytännössä aina metsäpalon tai muun luonnontilaisen häiriön jälkeen kehittyneitä nuoria tai varttuneita sukkessiovaiheita. Myös nämä luetaan Natura-inventointiohjeessa (Syke & Metsähallitus 2020) boreaalisiin luonnonmetsiin, mikäli ne ovat ennen metsäpaloa tai ennallistamispolttoa olleet vähintään varttunutta metsää, tai milloin ne ennen muita häiriöitä ovat olleet uudistuskypsää metsää, jossa on jo ollut luonnonmetsän rakennepiirteitä.

Puuston ikää ei enää nykyisin käytetä uudistuskypsyyden määrittämisessä, vaan arviointi perustuu valtapuuston keskiläpimittaan (Metsänhoidon suositukset 2023). Metsätaloudellista uudistamiskypsyysikää voidaan kriteerinä arvostella siitä, että se on lähtökohtaisesti metsätalouden tarpeita varten käytetty tunnus. Tästä syystä uudistusiän alarajat (alimmillaan 80 vuotta lehtomaisen kankaan ja 90 vuotta tuoreen kankaan kuusikoissa Etelä-Suomessa) ovat hyvin alhaisia siihen tarkoitukseen, että niitä voitaisiin käyttää vanhojen luonnontilaisen kaltaisten metsien tunnistamisen kriteerinä. EU:n habitaattimanuaalin mukaan luonnontilaiset vanhat metsät edustavat sukkession kliimaksivaiheita tai myöhäisiä vaiheita. Luontotyyppien uhanalaisuuden arvioinnissa (LuTU) kangasmetsät jaettiin sukkessiovaiheen mukaan nuoriin, varttuneisiin ja vanhoihin metsiin. LuTU-arvioinnin mukaan esimerkiksi vanhat havupuuvaltaiset lehtomaisen kankaan metsät ovat Etelä-Suomessa puustoltaan >120-vuotiaita ja tuoreen kankaan metsät > 140-vuotiaita (Kouki ym. 2018). Pohjois-Suomessa ja karummilla kasvupaikoilla vanhojen metsien ikäraajat ovat korkeammat (Taulukko 2). Vanhojen metsien alaikäraja saatiin LuTU-arvioinnissa metsätaloudellisen uudistuskypsyyden alaikärajasta kertomalla se 1,5:llä ja pyöristämällä ikä 20 vuoden tarkkuudella lähimpään parilliseen kymmenlukuun. Arvioinnin vanhan metsän iät vastaavat LuTU-asiantuntijaryhmän metsäekologiseen tutkimukseen perustuvaa käsitystä siitä, milloin sukkessiovaiheeltaan varttunut metsä alkaa siirtyä rakenteeltaan ja dynamiikaltaan vanhan metsän sukkessiovaiheeseen.

Vanhoille boreaalisille luonnonmetsille ehdotetaan toisena vaihtoehtona (Ehdotus 2) ikärajoiksi LuTU-arvioinnin mukaisia vanhan sukkessiovaiheen alaikärajoja (Taulukko 2). Nämä voisivat paremmin kuin nykyisen inventointiohjeen metsätaloudellinen uudistusikä EU:n habitaattimanuaalin kuvausta sukkession kliimaksivaiheen tai myöhäisen vaiheen metsästä sekä käsitystä siitä, minkä ikäisessä metsässä yleensä alkaa olla vanhan luonnonmetsän keskeisiä rakennepiirteitä.

Taulukko 2. Luontotyyppien uhanalaisuuden arvioinnissa (LuTU-arviointi) käytetyt kangasmet-säluontotyyppien varttuneen ja vanhan sukkessiovaiheen väliset ikärajat eri alueilla ja kasvu-paikkatyypeillä (Kouki ym. 2018).

	Kuiva kangas	Kuivahko kangas	Tuore kangas		Lehtomainen kangas	
			Havu	Lehti	Havu	Lehti
Etelä-Suomi	160	140	140	80	120	80
Pohjois-Pohjanmaa ja Kainuu	200	160	140	80	140	80
Koillismaa ja Etelä-Lappi	200	180	160	80	160	80
Keski-Lappi	200	200	200	80	180	80
Ylä-Lappi ja suojametsäalue	200	200	200	100	200	100

EU:n habitaattimanuaalissa ja Natura-luontotyyppioppaassa metsäpaloalat jaetaan kahteen ryhmään: tuoreisiin metsäpaloaloihin ja metsäpalon jälkeen luonnontilaisina kehittyneisiin nuoriin metsiin. Natura-inventointiohjeen mukaan tuoreilta metsäpaloaloilta edellytetään, että niissä on ollut paloa ennen vähintään varttunutta puustoa. Toisaalta luontaisesti metsäpalon jälkeen syntyneiltä nuorilta tai varttuneilta metsiltä ei edellytetä paloa edeltäneen puuston olemassaoloa. Koska myöhemmät häiriön jälkeiset sukkessiovaiheet kehittyvät nuoremmissa paloalueista, molempia koskevat väistämättä samat kriteerit. Siten kummassakin tapauksessa 1) palon tapahtuessa metsässä on täytynyt olla vähintään varttunutta puustoa, 2) paloa edeltänyt puusto on voitu korjata, ja 3) uusi puusukupolvi on uudistunut luontaisesti. EU:n habitaattimanuaalin mukaan luonnontilaisilla paloalueilla on tyypillisesti paljon kuollutta, palanutta puuainesta ja vaihtelevassa määrin eläviä puita. Palossa kuolleet ja myöhemmin kuolevat, lahoavat puut ovat keskeinen luonnontilaisten paloalueiden rakennepiirre. Suuri osa metsäpaloista riippuvaisista uhanalaisista lajeista, samoin kuin metsäpaloista hyötyvistä ei-uhanalaisista lajeista, on saproksyylijä eli lahoppuusta riippuvaisia (esim. Hyvärinen ym. 2006, Heikkala ym. 2016, Ramberg ym. 2023). Näin ollen kriteereissä olisi täsmennettävä sitä, että metsäpalossa kuollutta tai elävää puustoa ei ole korjattu häiriön jälkeen. Samoin kriteereissä olisi täsmennettävä sitä, että uusi puusukupolvi on kehittynyt (ei pelkästään uudistunut) luontaisesti häiriön jälkeen. Samat täsmennysehdotukset koskevat myös muiden luontaisten häiriöiden jälkeen kehittyneitä metsiä.

Puuston luonnontilaisuus on keskeinen boreaalisten luonnonmetsien kriteeri (Airaksinen & Karttunen 2001). Natura-inventointiohjeen (Syke & Metsähallitus 2020) mukaan puuston luonnontilaisuutta voi arvioida puuston tilajakauman, kerroksellisuuden, kuolleen puuston määrän ja lahoppuujatkumon sekä aiemman puusukupolven puiden esiintymisen perusteella. Nämä kriteerit, joita on aiemminkin laajasti sovellettu Natura-alueiden metsien inventoinnissa, ehdotetaan pidettäväksi pääosin ennallaan (Taulukko 1).

Puuston satunnainen tilajakauma on pakollinen kriteeri, joka yleensä täyttyy silloin, kun puustoa ei ole käsitelty perinteisen tasaikäisrakenteisen metsänkasvatuksen alaharvennuksilla ja

väljennyshakkuilla. Puuston satunnaisen tai ryhmittäisen tilajakauman toteamiseksi voitaisiin periaatteessa käyttää puiden kokojakaumaan ja sijaintiin perustuvia tilastollisia tunnuslukuja ja näiden raja-arvoja (Kuuluvainen ym. 1996, Myllymäki ym. 2023). Tämä edellyttäisi kuitenkin puiden läpimittojen ja sijaintien mittaamista sekä empiiristen raja-arvojen määrittämistä tunnusluville boreaalisissa luonnonmetsissä ja on käytännössä siten liian työlästä. Vaikka luonnontilaisiksi arvioitujen metsien vaihtelu puiden koossa ja puulajikoostumuksessa on keskimäärin suurempaa ja puusto ryhmittäisempää kuin ei-luonnontilaisiksi arvioiduissa metsissä, ei metsien luokittelu tällä perusteella ole luotettavaa (Myllymäki ym. 2023).

Puuston vaihtelevakorkeuksinen kerroksellisuus määritellään siten, että latvustoon kuuluu sekä vallitsevaa että vallittua puustoa ja puuston pituusvaihtelu on 20–50 % valtapituudesta. Tämän lisäksi metsikössä pitää olla ainakin kohtalaisesti lahoppuuta. Jatkuvakorkeuksinen kerroksellisuus määritellään siten, että latvuston pituusvaihtelu on yli 50 % valtapituudesta (Syke & Metsähallitus 2020). Nämä käsitteet ja niiden määritelmät ovat peräisin metsien puuston luonnontilaisuuden arvioinnin oppaasta (Lindholm & Tuominen 1992), jota käytettiin vanhojen metsien suojeluohjelman kohteiden kartoitusten yhteydessä 1990-luvun alkupuolella. Näidenkin tunnusten toimivuus luonnontilaisten metsien erottamisessa ei-luonnontilaisista metsistä ei kuitenkaan perustu empiirisiin aineistoihin ja tilastollisiin testeihin. Niinpä sekä puuston satunnainen tilajakauma että kerroksellisuus ovat luonteeltaan laadullisia kriteereitä kvantitatiivisista raja-arvoista huolimatta.

Kuolleen pysty- ja maapuuston suuri määrä ehdotetaan tässä raportissa määriteltäväksi lahoppuun tilavuusosuuden perusteella: kuollutta pysty- ja maapuuta tulee olla vähintään 10 % kokonaispuuston tilavuudesta. Tämän lisäksi edellytetään lahoppuujatkumoa, mikä tarkoittaa sitä, että metsikössä on kaikkiin lahoasteisiin kuuluvaa, myös pitkälle lahonnutta maapuuta. Tuoreet tuulenkaadot tai pääasiassa yhden häiriön, kuten myrskytuhon, tuottama lahoppuusto eivät tee metsiköstä boreaalista luonnonmetsää silloinkaan, kun saman ikäistä lahoppuuta on enemmän kuin 10 % kokonaispuuston tilavuudesta.

Tämä määritelmä poikkeaa Natura-inventointiohjeen vastaavasta kriteeristä, jonka mukaan kuollutta pystypuustoa ja eri laho vaiheiden maapuuta tulee olla vähintään 10 % kokonaispuuston määrästä tai 10 m³ hehtaarilla. Kiinteä minimi tilavuus ei kuitenkaan toimi kriteerinä boreaalisissa luonnonmetsissä, joissa kasvupaikkatyypivaihtelu, kasvupaikan tuottokyky, puuston tilavuus ja siten lahoppuun määrä täysin luonnontilaisissakin vanhoissa metsissä vaihtelevat laajoissa rajoissa (Siitonen 2001, Aakala 2010, 2011, Shorohova & Kapitsa 2015, Syrjänen ym. 2024). Boreaalisiin luonnonmetsiin voi kuulua hyvin erilaisia metsiä hemiboreaalisien vyöhykkeen lehtomaisen kankaan kuusikoista aina Metsä-Lapin kitumaan kankaisiin.

Mikään Pohjoismaista julkaistu tutkimustieto ei tue sellaista käsitystä, että 10 m³/ha kuollutta puuta olisi boreaalisissa luonnonmetsissä tyypillinen lahoppuun määrä, tai että tällainen raja-arvo olisi käyttökelpoinen boreaalisten luonnonmetsien tunnistamiskriteerinä. Pohjoismaiset tutkimukset (Sippola ym. 1998, Siitonen ym. 2000, Siitonen 2001, Aakala 2010, 2011, Asplund ym. 2024, Syrjänen ym. 2024) sekä empiirisiin aineistoihin perustuvat mallinnukset (Siitonen 2001, Ranius ym. 2004, Aakala 2011) osoittavat yhtäpitävästi, että lahoppuun tilavuus voi olla alimmillaan sukkession keskivaiheen metsissä (noin 50–150 vuotta voimakkaasta häiriöstä) noin 20–30 m³/ha. Vanhoissa luonnontilaisissa metsissä lahoppuun tilavuus on etelä-keskiboreaalisessa vyöhykkeessä suuruusluokkaa 60–120 m³/ha, pohjoisboreaalisessa vyöhykkeessä noin 50–80 m³/ha ja 10–20 m³/ha ainoastaan pohjoisboreaalisien vyöhykkeen pohjoisosissa. Heikkotuottoisilla kitumailla se voi olla tätäkin alempi.

Boreaalisilta luonnonmetsiltä ei edellytetä, että ne olisivat täysin luonnontilaisia, vaan niissä sallitaan vanhat poimintahakkuun jäljet (Airaksinen & Karttunen 2001). Myös vanhoissa harsintametsissä lahoppuun tilavuus on kuitenkin yleensä suurempi kuin $10 \text{ m}^3/\text{ha}$. Tutkimuksissa on raportoitu vanhoista harsintametsistä seuraavia kuolleen puuston tilavuuksia: eteläboreaalissa vyöhykkeessä Hämeessä $45 \text{ m}^3/\text{ha}$ (Siitonen ym. 2000), keskiboreaalissa vyöhykkeessä Kuhmossa $50 \text{ m}^3/\text{ha}$ ja Vienansalossa $80 \text{ m}^3/\text{ha}$ (Rouvinen ym. 2002), Kainuussa $22\text{--}43 \text{ m}^3/\text{ha}$ (keskimäärin $29 \text{ m}^3/\text{ha}$) (Sippola ym. 2001), pohjoisboreaalissa vyöhykkeessä Pudasjärvellä $39\text{--}45 \text{ m}^3/\text{ha}$ (Sippola ym. 2004). Keski-Norjassa aikanaan (pääosin ennen 1920-lukua) voimakkaasti ja pitkään harsituissa kuusivaltaisissa metsissä maapuuston tilavuus oli puolella kohteista alle $10 \text{ m}^3/\text{ha}$ ja tilavuusosuus selvästi alle 10 % (Storaunet ym. 2000). Näissä kohteissa puusto oli kuitenkin rakenteeltaan jatkuvakorkeuksista ja vanhimmat puut noin 150–290-vuotiaita, joten kohteet olisi tässä ehdotettujen kriteerien perusteella voitu luokitella boreaaliseksi luonnonmetsiksi. Toisessa norjalaisessa tutkimuksessa aikanaan voimakkaasti harsituissa metsissä lahoppuun tilavuus oli noin $10\text{--}50 \text{ m}^3/\text{ha}$ kasvupaikkatypistä riippuen (Storaunet ym. 2005).

Valtakunnan metsien 13. inventoinnin (VMI13) tulosten mukaan uudistuskypsien puuntuotannon metsien keskimääräinen lahoppuun tilavuus ylittää nykyisin $10 \text{ m}^3/\text{ha}$ sekä Etelä-Suomessa ($10,2 \text{ m}^3/\text{ha}$) että Pohjois-Suomessa ($12,4 \text{ m}^3/\text{ha}$) (Korhonen ym. 2024a). Toisin sanoen kymmenen kuutiometrin kriteeri täyttyy keskimääräisessä uudistuskypsässä talousmetsässä.

Prosenttiosuus puuston tilavuudesta ottaa automaattisesti huomioon kasvupaikkojen välisen vaihtelun puuntuottokyvyssä ja lahoppuun määrässä. Vanhoissa luonnontilaisissa metsissä lahoppuun tilavuusosuus vaihtelee julkaistujen tutkimustulosten mukaan 18–40 %:n välillä, ja on keskimäärin 28 % (Siitonen 2001). Vielä laajemman ja osin uudemman aineiston (40 tutkimusta, joissa yhteensä noin 160 riippumatonta havaintoa lahoppuun tilavuudesta ja tilavuusosuudesta) perusteella lahoppuun tilavuusosuus vanhoissa luonnontilaisissa metsissä oli keskimäärin 26 % hemiboreaalissa vyöhykkeessä, 23 % eteläboreaalissa vyöhykkeessä, 31 % keskiboreaalissa vyöhykkeessä ja 28 % pohjoisboreaalissa vyöhykkeessä (Syrjänen ym. 2024). Pienet erot kasvillisuusvyöhykkeiden välillä selittyvät tutkimuksiin valikoituneiden metsiköiden välisellä vaihtelulla, ts. niitä ei voi tulkita todellisiksi eroiksi. Joka tapauksessa voidaan siis suurella varmuudella sanoa, että vanhoissa luonnontilaisissa metsissä lahoppuun keskimääräinen tilavuusosuus koko puuston tilavuudesta on suuruusluokkaa 27 % (keskiarvo yli metsäkasvillisuusvyöhykkeiden) ja vain harvoin alle 15 %. Jos lahoppuun tilavuusosuus jää alle 10 %:n, metsää on todennäköisesti käsitelty aiemmin voimakkaasti, mikä on vähentänyt puuston kuolleisuutta ja lahoppuun muodostumista.

Aiemman puusukupolven puiden esiintyminen on myös merkki puuston pitkään jatkuneesta, luonnontilaisesta kehityksestä. Aiemman puusukupolven puiden minimimääräksi on Natura-inventointiohjeessa määritetty 10 puuta hehtaarilla, ja tämä kriteeri ehdotetaan pidettäväksi ennallaan. Aiemman puusukupolven puiden vähimmäisiän tulisi olla vähintään noin puolitoistakertainen valtapuuston ikään nähden – esimerkiksi valtapuustoltaan 140-vuotiaassa metsässä yli 200 vuotta. Talousmetsiin uudistushakkuussa jätetyt säästöpuut eivät ole kriteerin tarkoittamia aiemman puusukupolven puita.

Metsikön eliölajistollinen monimuotoisuus ja erityisesti vaateliiden tai uhanalaisten, nk. yhteisön tärkeänä pitämien lajien esiintyminen on keskeinen boreaalisten luonnonmetsien tunnusmerkki. Lajistollisesti ja määrällisesti edustavaa indikaattorilajistoa ei kuitenkaan voida soveltaa kriteerinä useista syistä. Ensinnäkään lajistoinventointeja ei ole yleensä tehty eikä

laajassa mitassa voida tehdä potentiaalisilla kohteilla. Punaisen listan lajeja voi esiintyä myös talousmetsissä, jotka eivät täytä boreaalisen luonnonmetsän kriteereitä (esim. Kallio 2024). Tarvittaisiin päivitetty ja kattava luettelo käyttökelpoisista indikaattorilajeista ja niiden pisteytys (indikaattoriarvo), standardoitu inventointiohje (mitkä lajiryhmät ja millä tavoin pitää vähintään inventoida) sekä raja-arvo sille, milloin indikaattorilajistoa voidaan pitää lajistollisesti ja määrällisesti edustavana.

Jos kohteella tiedetään esiintyvän punaisen listan lajistoa, eliölajistollista monimuotoisuutta voitaneen kuitenkin käyttää kohteen tunnistamiskriteerinä sellaisissa harvinaisissa tapauksissa, jolloin puuston rakenteeseen liittyvät kriteerit ovat lähellä raja-arvoaan ja niiden täyttyminen on epäselvää.

Borealisille luonnonmetsille voitaisiin harkita myös aktiivista hoitoa koskevaa kriteeriä. Kriteerin mukaan boreaaliin luonnonmetsiin eivät kuuluisi aktiivisen puuntuotannon piirissä olevat metsiköt, joissa kriteerit täyttyvät luonnonhoidon seurauksena. Tämän kriteerin tarkoituksena olisi mahdollistaa tavoitteeltaan kunnianhimoinen luonnonhoito, jossa osa metsiköistä voi ajan mittaan täyttää boreaalisen luonnonmetsän kriteerit. Tällaisia metsiä voitaisiin silti jatkossakin käsitellä talousmetsinä, vaikka joissain metsiköissä niiden laatu saattaisikin väliaikaisesti käsitteilyn seurauksena myös heikentyä. Vastaava kriteeri sisältyy EU:n luonnontilaisten ja vanhojen metsien määrittelyä, kartoitusta, seuranta ja tiukkaa suojelua koskeviin komission ohjeisiin (Euroopan komissio 2023), joiden mukaan vanhoihin metsiin ei lueta metsiköitä, joissa on viitteitä aktiivisesta tuottavasta hoidosta, mukaan lukien erilaiset matalan intensiteetin metsänhoitojärjestelmät.

EU:n biodiversiteettistrategiassa (Euroopan komissio 2020) mainitaan yhtenä tavoitteena, että biodiversiteettiä suosivien, luonnonläheisten metsänkäsittelymenetelmien (closer-to-nature management) käyttöä tulisi jatkaa ja kehittää. Luonnonläheisten metsänhoitomenetelmien ja niiden kriteerien kehittäminen on myös EU:n metsästrategiassa (COM(2021) 572 final) yksi keskeisistä toimenpiteistä, jonka tavoitteena on lisätä talouskäytössä olevien metsien monimuotoisuutta ja ilmastokestävyyttä (Larsen ym. 2022, Euroopan komissio 2023). Näin ollen on ilmeinen tarve sille, että luonnonläheisen metsänhoidon kriteerien suhdetta ennallistamiseen ja boreaalisten luonnonmetsien hyvän tilan kriteereihin selvitetään tarkemmin.

Borealisille luonnonmetsille ei esitetä mitään minimipinta-alaa sen enempää EU:n habitaattimanuaalissa, Natura-luontotyyppioppaassa kuin Natura-inventointiohjeessakaan. Arvioitaessa kriteerien täyttymistä kohteilla, jotka ovat Natura-alueiden ulkopuolella, kaikille luontotyypeille on kuitenkin määriteltävä jokin minimipinta-ala, jota pienemmät laikut eivät voi enää olla ko. luontotyyppiä. Hyvin pienten laikujen on vaikea ylläpitää luonnonmetsän dynamiikkaa ja lajistoa, ja ne ovat kokonaan reunavaikutukselle alttiita.

EU:n luonnontilaisten ja vanhojen metsien määrittelyä, kartoitusta, seuranta ja tiukkaa suojelua koskevissa komission ohjeissa (Euroopan komissio 2023) ei myöskään esitetä pinta-alalle raja-arvoa. Edelliseen pohjautuvassa raportissa Luonnontilaiset metsät ja vanhat metsät Suomessa (Syrjänen ym. 2024) todetaan minimikoosta, että kansainvälisissä tarkasteluissa (FAO ja CBD) metsäksi määritetään yli 0,5 hehtaarin alue, jossa puuston latvuspeittävyys on yli 10 % ja puiden (potentiaalinen) korkeus vähintään 5 metriä. Käytännössä mielekkään rajauksen koko voi vaihdella mm. paikallisen topografian ja kasvupaikan ominaisuuksien mukaan. Ekologisten reunavaikutusten avulla voidaan mahdollisesti tarkastella ekologisesti riittävää kokoa ja

tarvetta puskurivyöhykkeille. Lisäksi järkevä minimikoko voi pohjautua kohteiden rajauksiin liittyviin hallinnollisiin ja käytännöllisiin syihin, joko yleisesti tai tapauskohtaisesti.

Valtioneuvoston kriteereissä vanhojen metsien tunnistamiseksi (Valtioneuvoston periaatepäättös 2025) todetaan, että vanhan metsän kohteiden minimipinta-ala riippuu siitä, kuinka kohde voi säilyä ympäröivässä metsämaisemassa. Yksityismailla pinta-ala voi olla esimerkiksi Etelä-Suomessa 4 hehtaaria ja Pohjois-Suomessa 8 hehtaaria, ellei kyseessä ole luontaisesti pienialainen kohde, kuten suon saareke tai vesistön saari tai monimuotoisuuden kannalta erityisen arvokas alue. Valtionmailla vanhan metsän kriteerit täyttävät alle 10 hehtaarin kohteet voidaan turvata myös osana alue-ekologista verkostoa. Ruotsin Naturvårdsverketin ja Skogstyrelsenin selvityksessä luonnontilaisten ja vanhojen metsien kriteereistä (Andersson ym. 2024) pinta-alarajoiksi luonnontilaisille metsille päädyttiin esittämään mäntymetsissä ja lehtipuuvaltaisissa metsissä 3 hehtaaria ja kuusimetsissä vähintään 10 hehtaaria. Vanhoille metsille pinta-alarajaksi esitettiin 0,5 hehtaaria.

Tässä raportissa ehdotetaan boreaalisille luonnonmetsille käytettäväksi minimipinta-alana 0,5 hehtaaria luonnostaan pienialaisille kohteille (esimerkiksi metsäsaarekkeet puuttoman suon ympäröimänä). Mikäli kohteen ympäristö on käsiteltyä metsää, ihmislähtöisestä reunavaikutuksesta vapaata pinta-alaa tulisi olla vähintään 1 hehtaari. Tällöin kohteen kokonaispinta-ala olisi vähintään 4 hehtaaria, jos reunavaikutuksen oletetaan ulottuvan 50 metrin etäisyydelle reunasta (ks. esim. Esseen & Renhorn 1998, Ruete ym. 2016).

7.5. Ehdotukset hyvän tilan määrittämisen kriteereiksi

Hyvä ekologinen laatu sisältyy jo boreaalisen luonnonmetsän määritelmään. Ekologisilta ominaisuuksiltaan selvästi heikentyneet metsät eivät täytä luontotyyppin määritelmää eivätkä siten ole boreaalisia luonnonmetsiä. Tästä syystä boreaalisten luonnonmetsien hyvän tilan kriteerit ovat samat kuin niiden tunnistamiskriteerit. Ei-hyvässä tilassa voivat olla kohteet, joiden pinta-ala on niin pieni, että ne ovat reunavaikutukselle alttiita tai joissa suhteellisen pientä kohdetta pirstovat esimerkiksi tiet tai sähkölinjat. Lisäksi ei-hyvässä tilassa voivat olla kohteet, jotka on vasta äskettäin ennallistettu aktiivisesti tai passiivisesti, ja jotka ovat kehittymässä kohti hyvää tilaa.

7.6. Metsänkäsittelyt

Luontotyyppin luonnontilaisuus ja käsittelemättömyys on sisäänrakennettuna boreaalisten luonnonmetsien määritelmässä, ja luontotyyppin esiintymät ovat pääsääntöisesti myös hyvässä tilassa. Tärkein luontotyyppin tilan parantamisen keino on metsänkäsittelyn ulkopuolelle rajaaminen ja suojele siten, että kohteet voidaan turvata pysyvästi. Vaikka Natura-luontotyyppioppaassa (Airaksinen & Karttunen 2001) luetellaan useampia ennallistamis- ja hoitotoimia boreaalisille luonnonmetsille, nykyään pääsääntöisesti vain polttoja pidetään vaikuttavana toimenpiteenä. Esimerkiksi lahopuun lisäämistä ja pienaukotusta ei ole enää toteutettu luonnonsuojelualueilla (Arnkil ym. 2024).

Ennallistamispoltoilla voidaan palauttaa sekä luonnonmetsän luontainen sukkessiokehitys että useita ekologisesti tärkeitä rakennepiirteitä, kuten palanut ja kuollut puu sekä palon jälkeen uudistunut lehtipuuusto. Natura-inventointiohjeessa todetaan, että ennallistetuilla kohteilla luonnontilaisuutta ja edustavuutta arvioidaan kuten boreaalisissa luonnonmetsissä (Syke

& Metsähallitus 2020). Polttamalla on siis mahdollista ennallistaa ja palauttaa metsää sel-laiseksi, että se täyttää luonnonmetsän kriteerit. Inventointiohjeen mukaan poltettavan puus-ton tulee olla vähintään varttunutta kasvatusmetsää täyttääkseen kriteerit (Syke & Metsähalli-tus 2020); poltettavan puuston määrälle ei kuitenkaan anneta laadullista tai määrällistä ohjeis-tusta.

Tutkimusten mukaan poltettavan puuston määrällä on merkittävä vaikutus lahopuu- ja palon-vaatijalajien esiintymiseen: tiivistettynä mitä enemmän puustoa polttokohteille jätetään, sitä parempi, kun tarkastellaan kaikkia lajiryhmiä kokonaisuutena (Lindberg ym. 2018, Keto-Tokoi 2021, Koivula ym. 2022). Poltettavan säästöpuuston määräksi on esitetty tutkimuksissa vaihte-levia lukuja, suositellen esim. 10 % puuston tilavuudesta (Heikkala ym. 2014, Heikkala 2016) ja vähimmäistasoksi vähintään 10–50 m³/ha (Hyvärinen ym. 2006, Heikkala 2016, Lindberg ym. 2018) välittömiä vaikutuksia tavoiteltaessa. Edellä mainitut suositukset koskevat talousmetsiä, joten johtopäätöksiä ei voi suoraan rinnastaa luonnonmetsiin, joissa poltettavan säästöpuus-ton määrän tulisi olla todennäköisesti huomattavasti runsaampi, jotta saavutettaisiin boreaa-lista luonnonmetsää vastaava hyvä tila. Etenkin pidempiaikaisia lajistohyötyjä tavoitellessa huomattavasti tavanomaisia säästöpuumääriä suurempi määrä puuta tuottaa samalle alueelle paljon lahopuuta nopeasti sekä pitkän jatkumon palossa elävänä säästynyttä puustoa (Lind-berg ym. 2018). Siten lahopuuston määrän turvaaminen ja palaneesta puusta riippuvaisten lajien elinympäristöjen lisääminen voisivat olla perusteita polttaa olemassa olevasta puustosta esimerkiksi 50 % (kasvatusmetsät) tai 100/50 m³/ha (E-S/P-S runsaspuustoisemmat ja uudis-tuskypsät metsät). Tällaisten kohteiden suojelukustannuksia voisi vähentää sitä enemmän ja polttojen käytännön toteutukseen liittyvät näkökohdat (esim. turvallisuus) olisivat hallittavissa myös sitä paremmin, mitä enemmän puustoa voidaan poistaa ja hyödyntää taloudellisesti en-nen suojeluun siirtämistä. Myös luontaisten metsäpaloalueiden suojelu on keino lisätä luon-totyyppin pinta-alaa, samoin kuin uudistuskypsissä metsissä sattuneiden laajempien myrsky-tai hyönteistuhokohteiden suojelu.

Luontotyyppin ulkopuolisten alueiden metsän- ja luonnonhoidolla on mahdollista vaikuttaa luontotyyppin tilaan luontotyyppille tyypillisten lajien elinympäristöjen ja niille tärkeiden raken-nepiirteiden (esim. vanhat ja järeät puut, lehtipuut, lahopuut) turvaamisen kautta. Talousmet-sien luonnonhoidon toimien tehostaminen (volyyymi) ja kohdentaminen ovat siis tärkeässä roolissa luontotyyppiesiintymiä ympäröivillä alueilla. Jos lajien liikkuminen ja leviäminen luon-totyyppiesiintymiä ympäröivässä metsämaisemassa paranee esimerkiksi tehostetun luonnon-hoidon seurauksena, sen pitäisi heijastua positiivisesti myös luonnonmetsien suojelutasoarvi-oon, jossa tyypillisten lajien tilanne on yksi keskeinen osa luontotyyppin suojelutason arviointia (Kukkala ym. 2025). Toimenpiteitä on suositeltavaa keskittää suojeltujen luonnonmetsäesiin-tymien lähiympäristöön siten, että niissä pyritään säilyttämään ja pitkällä aikavälillä synnyttä-mään tavallisia talousmetsiä enemmän samanlaisia vanhoja eläviä ja kuolleita puita kuin vie-reisissä suojelluissa luonnonmetsäkohteissa.

Se, miten paljon talousmetsissä tulisi jättää esimerkiksi säästöpuita ja lahopuuta lajien turvaa-misen näkökulmasta, riippuu tarkasteltavasta lajiryhmästä tai jopa yksittäisen lajin elinympä-ristövaatimuksista. Käytännössä mitä enemmän lahopuuta jätetään, sitä suurempia hyötyjä saavutetaan uhanalaisen lajiston näkökulmasta pitkällä aikavälillä. Uhanalaisten lahopuusta riippuvaisten lajien säännöllinen esiintyminen kohteella edellyttää yleensä vähintään 20–40 m³/ha erilaista kuollutta puuta (ks. luku 12.1.2). Keskimäärin talousmetsissä jätetään säästö-puita avohakkuissa noin 5,7 m³/ha (Metsäkeskus 2023), mikä riittäisi arvion mukaan yksinään noin 1,7 m³/ha suuruiseen keskimääräiseen kuolleen puun tilavuuteen oletuksella, että

kuolleita puita ei korjata eikä tuhoutu metsätalouden toimenpiteissä (Keto-Tokoi ym. 2021). Luonnonmetsäesiintymien ympärille olisi siten suositeltavaa jättää säästöpuita huomattavasti keskimääräistä tasoa enemmän ja pyrkiä turvaamaan ja lisäämään lahoppuuta järjestelmällisesti lajistohyötyjen saavuttamiseksi.

Taloustmetsissä myös jatkuvapeitteinen kasvatus voi turvata peitteisyydestä hyötyviä lajeja ja parantaa luontotyyppiesiintymien kytkeytyneisyyttä maisematasolla. Myönteisiä lajistovaikutuksia peitteisellä metsänkäsittelyllä on todettu muun muassa kääpien, kovakuoriaisten ja lintujen osalta (esim. Kvasnes & Storaas 2007, Joelsson ym. 2017). Myös kiertoaikojen pidentäminen voi turvata lajeille keskeisiä rakennepiirteitä, kuten vanhoja ja järeitä puita. Yksinään kumpikaan näistä toimista ei vielä takaa luonnon monimuotoisuuden turvaamisen riittävyyttä lajin näkökulmasta, vaan keskeisempää on erilaisten luonnonhoidon keinojen käyttö. Jatkuvapeitteisessä kasvatuksessa on yhtä lailla huolehdittava säästöpuiden jättämisestä kuolleen puun lisäämiseksi.

Boreaalisen luonnonmetsän esiintymän tila voi olla hyvää huonompi (suojelutasoarvioinnissa luokka merkittävä) sellaisessa tapauksessa, että kohde on pieni ja siksi altis reunavaikutukselle. Tällaisissa tilanteissa ympäröivien taloustmetsäkuvioiden reunavaikutusta voitaisiin vähentää käsittelemällä metsää peitteisenä, tai jättämällä suojavyöhykkeitä esiintymien tai suojelualueiden ympärille.

Luonnonmetsiä voidaan myös ennallistaa passiivisesti, mikä tarkoittaa käytännössä käytön ulkopuolelle rajaamisen jälkeen tapahtuvan luontaisen sukkession (lajiston vähittäisen muuttumisen) ja luonnontilaistumisen sallimista omalla painollaan. Lähtötilanteeltaan käytännössä minkälainen tahansa kangasmetsä (tai kangaskorpi tai kangasräme) ennallistuu passiivisesti hyvin pitkällä (kymmenien-satojen vuosien) aikavälillä boreaaliseksi luonnonmetsäksi niin ikä kuin muidenkin kriteerien osalta. Kyse voi olla hyvin pitkistä prosessista, jos kohde on esimerkiksi lähtötilanteeltaan kaukana luonnonmetsän kriteereistä. Prosessi voi kuitenkin tapahtua etenkin tiettyjen rakennepiirteiden osalta melko nopeastikin esimerkiksi rehevimmissä kangasmetsissä, joissa puiden kuoleminen ja lahoaminen on nopeaa (ks. tarkemmin luku 12.1.2).

Kuten muitakaan direktiiviluontotyyppisiä, boreaaliset luonnonmetsät -luontotyyppiä ei ole kuvattu metsänhoidon suosituksissa omana osa-alueenaan. Kuitenkin luontotyyppin ominaispiirteitä ja turvaamisen pääperiaatteita on kuvattu melko hyvin osana ”Monimuotoisuudelle merkittävät kangasmetsät” -kokonaisuutta (Metsänhoidon suositukset, Monimuotoisuudelle tärkeät kangasmetsät). Suosituksissa painottuu myös luonnonmetsille ominaisten rakennepiirteiden ylläpitäminen taloustmetsissä. Suosituksissa kuvataan: *”Monimuotoisuudelle merkittävien kangasmetsien turvaamiseksi tehokkain keino on perustaa pysyviä suojelualueita, koska niiden monimuotoisuusarvot ovat usein pysyviä ja paranevat metsien jäädessä kokonaan käytön ulkopuolelle. Osaa luonnontilaisten kaltaisten metsien rakennepiirteistä, kuten vanhoja puita, lahoppuuta tai palanutta puuta voidaan ylläpitää ja lisätä taloustmetsien luonnonhoidon keinoin.”* Etenkin boreaalisten luonnonmetsien tunnistamiseen (ehdotetut kriteerit ja niiden raja-arvot, puustoiset suot osana boreaalisia luonnonmetsiä jne.) ja käsittelyyn (esim. käsitteilyrajoitukset, luontotyyppin palauttaminen polttamalla) liittyvät ohjeistukset ovat ilmeinen suositusten kehittämiskohde tulevaisuudessa.

7.7. VMI-aineiston hyödyntäminen arvioinnissa

Boreaalisten luonnonmetsien pinta-alaa on arvioitu luontodirektiivin mukaisessa suojelutaso-arvioinneissa vuosina 2019 ja 2025 Metsähallituksen suojelualueiden kuviotietojärjestelmän (SAKTI) ja VMI-aineistojen perusteella (Suomen ympäristökeskus 2025). Tässä laskennassa boreaalinen luonnonmetsä on ollut metsä- tai kitumaata, joka on ojittamatonta kangasta (pois lukien lehdot ja tunturikoivikot) tai kangaskorpea tai kangasrämettä (Taulukko 3). Luonnontilaisuuden suhteen se on täyttänyt seuraavat kriteerit: puuston rakenteen luonnontilaisuusluokka on ”Luonnontilainen tai luonnontilaisen kaltainen” (jolloin muita luonnontilaisuuskriteereitä ei käytetä) tai ”Puuston rakenne poikkeaa jonkin verran/lievästi luonnontilaisesta”, jolloin lahoppuuston luonnontilaisuuden tulee olla ”Eri-ikäistä lahoppuustoa runsaasti suhteessa kasvupaikan puuntuotoskykyyn”.

Taulukko 3. Vuonna 2025 tehtyä luontodirektiivin mukaista suojelutasoarviointia varten määritellyt poimintakriteerit, joiden avulla boreaaliset luonnonmetsät haettiin VMI-aineistosta.

Poimintakriteerit: Tunnistaminen ja hyvä tila	Kuvaus		
Maaluokka	Metsämaa, kitumaa		
Päätyyppi	Kangas	Räme	Korpi
Ojitustilanne	Ojittamaton		
Kasvupaikka	Muut paitsi lehto, tunturikoivikko	Kangasräme	Kangaskorpi
Luonnontilaisuus - Puusto ja lahoppu	Puusto luonnontilainen tai luonnontilaisen kaltainen <i>tai</i> Puuston rakenne poikkeaa jonkin verran luonnontilaisesta ja eri-ikäistä lahoppuustoa on runsaasti suhteessa kasvupaikan puuntuotoskykyyn		

Vuoden 2025 suojelutasoarvioinnissa luontotyyppin kokonaispinta-alaksi boreaalisella vyöhykkeellä saatiin VMI13-aineiston perusteella 1,403 milj. hehtaaria (Taulukko 4). Boreaalisten luonnonmetsien hyvässä tilassa olevaa pinta-alaa arvioitiin SAKTI-aineistosta. Erinomaiseksi tai hyväksi arvioitu boreaalisten luonnonmetsien pinta-ala boreaalisen vyöhykkeen luonnon-suojelualueilla on 946 800 hehtaaria (90 % suojelualueilla sijaitsevien boreaalisten luonnonmetsien alasta). Suojelualueiden ulkopuolelta ei ole olemassa vastaavaa tietoa kuin suojelualueilta, mutta metsien laatua on päätelty epäsuorasti VMI:n luonnontilaisuusmuuttujan osatekijän ”ihmistoiminnan vaikutus” avulla. Suojelualueiden ulkopuolella boreaalisella vyöhykkeellä on arvioitu olevan boreaalisia luonnonmetsiä 565 800 hehtaaria (VMI13). Näistä hyvässä tilassa oleviksi on määritelty ne, joissa ”ihmisen toiminnan vaikutusta ei ole”. Tällaisia metsiä on suojelualueiden ulkopuolella olevista boreaalisen vyöhykkeen luonnonmetsistä 84 % (475 300 hehtaaria) (VMI13). Koska VMI-tuloksiin liittyy aina tilastollista epävarmuutta, osuus on ilmoitettu prosenttivälinä 80–90 % (Suomen ympäristökeskus 2025).

Luontodirektiivin mukaisessa suojelutasoarvioinnissa ei käytetty kriteereinä esimerkiksi puuston ikää. Taulukossa 4 on esitetty VMI13-aineiston pohjalta boreaalisen luonnonmetsän pinta-alan arviot käyttäen sekä suojelutasoarvioinnin määritelmää että sisältäen tässä raportissa ehdotetut ikäkriteerit. Taulukon 4 arvioissa on myös jaottelu puuntuotannon metsiin ja puuntuotannon ulkopuolisiin metsiin, joka poikkeaa suojelutasoarvioinnin raportissa käytetystä suojeltu/ei suojeltu -jaosta. Merkittävimmät erot näiden jaottelujen välillä ovat Metsähallitus/Metsätalouden päätöksellä suojellut metsät, maakuntakaavan merkinnän mukaan suojellut alueet ja vanhojen metsien suojeluohjelman alueet, jotka suojelutasoarvioinnissa on

luettu ei suojeltuihin alueisiin, mutta ovat tässä puuntuotannon ulkopuolella olevia alueita. Taulukon 5 arvioihin on otettu mukaan ohutturpeiset (turpeen paksuus <30 cm) ojittamattomat puustoiset suot.

Taulukko 4. Boreaalisen luonnonmetsän pinta-alan arvioit (ha) VMI13-aineiston perusteella eri ikäkriteereillä puuntuotannossa ja puuntuotannon ulkopuolella olevilla alueilla.

Maankäyttö	Direktiivi-raportoinnin 2025 määritelmä (ei puuston ikäkriteeriä, metsä- ja kitumaa)	Mukana metsätaloudellisen uudistusikä-kriteeri metsämaalla	Mukana LuTU-ikä-kriteeri metsämaalla
Ei puuntuotannossa	1 174 400	885 000	643 200
Puuntuotannossa	228 700	101 800	77 600
..josta metsämaata	171 700	44 800	20 600
Yhteensä	1 403 000	986 900	720 800

Taulukko 5. Boreaalisen luonnonmetsän pinta-alan arvioita (ha) VMI13-aineiston perusteella eri ikäkriteereillä puuntuotannossa ja puuntuotannon ulkopuolella olevilla alueilla, kun ohutturpeiset (turpeen paksuus <30 cm) ojittamattomat puustoiset suot ovat mukana arviossa.

Maankäyttö	Direktiivi-raportoinnin 2025 määritelmä (ei puuston ikäkriteeriä, metsä- ja kitumaa)	Mukana metsätaloudellisen uudistusikä-kriteeri metsämaalla	Mukana LuTU-ikä-kriteeri metsämaalla
Ei puuntuotannossa	1 239 500	926 000	698 800
Puuntuotannossa	255 400	118 100	93 600
..josta metsämaata	182 500	45 200	20 600
Yhteensä	1 495 000	1 064 100	792 300

Havaintoja VMI-aineiston käytöstä luontotyyppien arvioinnissa ja aineistoon liittyviä varauksia

- Suojelutasoarvioinnin mukaisilla kriteereillä määritettyjen boreaalisten luonnontilaisien metsien joukossa on runsaasti nuoria metsä: boreaalisen vyöhykkeen 1,403 milj. hehtaarin alasta vanhoja (luvussa 7.4 mainitut uudistuskypsyyskriteerit täyttäviä) metsämaan metsiä tai kitumaata on 986 900 hehtaaria. LuTU-ikäkriteereillä alaksi saadaan 720 800 hehtaaria. Nämä tulokset kertovat siitä, että luonnontilaisuuden arviointi ei ole objektiivista, koska luonnontuhon jälkeen luontaisesti kehittyneitä nuoria metsiä (jotka tulisi lukea boreaaliseksi luonnonmetsäksi) on Suomessa hyvin vähän. Puuston ikäkriteerin käyttäminen lisäkriteerinä epäilemättä poistaa osan luonnontilaisuuden arvioinnin subjektiivisuuden aiheuttamasta ongelmasta.
- Luontotyyppien suojelutasoarvioinnissa suojelualueisiin ei ole luettu kaikkia sellaisia luokkia, jotka VMI:n tavanomaisessa raportoinnissa luokitetaan puuntuotannon ulkopuolelle. Merkittäviä tällaisia luokkia ovat Metsähallitus/Metsätalouden omalla päätöksellä suojellut alueet, maakuntakaavan merkinnän mukaan suojellut alueet ja vanhojen metsien suojeluohjelman alueet. Direktiiviraportoinnissa (Suomen ympäristökeskus 2025) suojelualueilla on 837 000 hehtaaria ja suojelualueiden ulkopuolella 566 000 hehtaaria. VMI:n luokitusten mukaan puuntuotannon ulkopuolella on 1,174 milj. hehtaaria ja puuntuotantoon käytettävissä olevilla alueilla 229 000 hehtaaria, kun luonnonmetsälle käytetään samoja kriteereitä kuin direktiiviraportoinnissa. Jos käytetään edellä mainittua metsätaloudellinen uudistusikä -kriteeriä, boreaalisen luonnonmetsän alaksi puuntuotantoon käytettävissä olevilla alueilla jää 101 800 hehtaaria ja LuTU-ikäkriteeriä käytettäessä 77 600 hehtaaria.

Taulukoiden 4 ja 5 arvoissa ei ole pystytty ottamaan huomioon tässä raportissa boreaalisille luonnonmetsille ehdotettua minimipinta-alaa (ks. luku 7.4). VMI:n maasto-ohjeessa ihmistojen vaikutukset -muuttujan kohdalla luonnontilaisimman luokan yhtenä kriteerinä on, että pinta-ala on riittävä luonnonprosessien jatkumiseen. Tätä kriteeriä ei kuitenkaan ole käytetty luontodirektiivin mukaisessa raportoinnissa boreaalisen luonnonmetsän määrää arvioitaessa eikä myöskään edellä kuvatuissa laskennoissa.

VMI:ssa ei arvioida tai mitata lahopuumäärää koealametsiköissä. Siten Taulukoiden 4 ja 5 arvoissa ei ole mukana tässä raportissa esitettyä lahopuumäärän 10 %:n raja-arvoa. Sen sijaan on oletettu, että lahopuuston luonnontilaisuusluokka 0 (ja luokka 1 yhdessä puuston luonnontilaisuuskriteerin kanssa) vastaavat lahopuumäärää 10 %.

VMI:n koeala-aineisto soveltuu nykyisellään kohtuullisen hyvin boreaalisen luonnonmetsän tunnistamiseen. Operatiivisen boreaalisen luonnonmetsän määritelmän puuttuessa luokituksessa on kuitenkin merkittävää epävarmuutta. Kun määritelmä on selkeytynyt, VMI:ssä olisi mahdollista kehittää luontotyyppien tunnistamista ja tilan arviointia tässä raportissa tehtyjen ehdotusten pohjalta:

- Lisäämällä lahopuun luonnontilaisuusmuuttujaan tässä selvityksessä esitetyt raja-arvot,
- Lisäämällä luontotyyppien minimikoon raja-arvo ja
- Täsmentämällä puuston luonnontilaisuusmuuttujan luonnontilaisimman luokan kuvaus vastaamaan tässä raportissa esitettyä kuvausta.

Edellä esitetyillä lisäyksillä ei olisi merkittävää kustannusvaikutusta VMI:n toteutukseen.

8. Harjumetsät (9060)

8.1. Kuvaus EU:n habitaattimanuaalin mukaan

EU:n habitaattimanuaalin kuvaus harjumetsät-luontotyyppistä (9060) on käännetty suomeksi Natura-luontotyyppioppaassa (Airaksinen & Karttunen 2001) ja tämä kuvaus esitetään alla. Natura-luontotyyppioppaassa ei ole mainittu sen EU:n habitaattimanuaalin julkaisuvuotta, johon käännös perustuu. Mikäli käännös poikkeaa vuonna 2013 julkaistun EU:n habitaattimanuaalin kuvauksesta (Liite 1), lisäykset on alleviivattu ja poikkeamia on kommentoitu hakasuluissa.

Harjumuodostumien metsäiset luontotyypit

Coniferous forests on, or connected to, glaciofluvial eskers

Kuvaus: *Havumetsiä Fennoskandian harjuilla tai niiden läheisyydessä. Harjujen lakia luonnehtivat yleensä mäntymetsät, rinteillä kasvaa joskus kuusta sekä mahdollisesti lehtipuita. Harjut ovat jääkauden aikana syntyneitä geologisia muodostumia, jotka koostuvat jäätiköiden sulamisvesien lajittelemasta aineksesta, hiekasta ja sorasta. Tyypillisimmillään harjut ovat yli 20 metriä korkeita harjanteita, joiden ympäristöolosuhteet vaihtelevat voimakkaammin kuin ympäröivien tasamaiden kasvuolosuhteet. Erityisesti harjujen paiste- ja varjorinteiden väliset pienilmastolliset erot voivat olla hyvin merkittäviä. Siten rinteiden ekspositio ja kaltevuus, joilla on vaikutusta rinteelle tulevan auringon säteilyn määrään sekä sitä kautta edelleen maaperän ja ilman lämpötiloihin, ovat harjuluonnon keskeisiä ekologisia tekijöitä. Poikkeuksellista olosuhteista johtuen harjumetsät ovat suhteellisen lajirikkaita, erityisesti hernekasveja ja levinneisydeltään itäisiä "arolajeja" on runsaasti. [EU:n habitaattimanuaalin muotoilu viimeisestä lauseesta: Poikkeuksellisista olosuhteista johtuen harjujen paisterinteiden (*sunny esker slopes*) kasvillisuus on usein suhteellisen lajirikasta.]*

Toisin kuin muissa tämän raportin luontotyyppiluvuissa, Natura-luontotyyppioppaan "Määrittäminen" -alaotsikko ei ole kopioitu tähän mukaan sen pituuden takia, vaan sitä on referoitu luvussa 8.4.

8.2. Luontodirektiivin mukainen suojelutasoarviointi

Harjumetsien suojelutaso arvioitiin edellisen kerran luontodirektiivin raportoinnissa vuonna 2025 (Kukkala ym. 2025, Suomen ympäristökeskus 2025). Luontotyyppin suojelutaso on epäsuotuisa-huono (U2) ja kehityssuunta on heikkenevä. Suojelutaso on pysynyt heikoimmassa mahdollisessa luokassa (U2) ensimmäisestä luontodirektiivin suojelutasoarvioinnista (vuodesta 2007) lähtien. Keskeisimmät suojelutasoarvioinnissa raportoidut uhkatekijät ovat metsätalouden aiheuttama metsämaiseman pirstoutuminen, vanhojen puiden ja metsien vähentyminen sekä kiertoaikojen lyheneminen; tunnistetuissa uhkatekijöissä on kyse nimenomaan Natura-inventointiohjeen mukaisesta harjumetsät-tulkinnasta, eivätkä ne kytkeydy suoraan esimerkiksi luontotyyppin lajistollisiin erityispiirteisiin. Suojelutasoarvioinnin mukaan myös maa-ainestenotto uhkaa luontotyyppin esiintymiä. Erityisesti harjumetsien valorinteitä ja karuja kasvupaikkoja uhkaa myös rehevöityminen ja umpeenkasvu.

Harjumetsien suojelutasoarviointi toteutettiin Suomen ympäristökeskuksessa 2024–2025. Luontotyyppin esiintymisalueen pinta-alan arviointiin käytettiin GTK:n jäätikköjokisyntyiset maaperämuodostumat -aineistoa (GTK 2023a), jonka avulla muodostettiin oma harjumetsiä kuvaava paikkatietoaineisto, nk. harjumetsämaski (Kartano 2024, Suomen ympäristökeskus 2025). Luontotyyppin hyvässä, ei-hyvässä ja tuntemattomassa tilassa olevan pinta-alan arvioinnissa tärkein aineisto oli VMI-aineisto (ks. luku 8.9).

8.3. Luhti-hankkeen työpajojen tulokset

Luhti-hankkeen kevään työpajoissa keskusteltiin Natura-inventointiohjeen (Syke & Metsähallitus 2020) mukaisesta harjumetsien tulkinnasta ja rajauksesta. Kun luontotyyppi rajataan geologisin perustein siten kuin Natura-inventointiohjeessa ohjeistetaan, harjumuodostumat ovat suuria, yhtenäisiä ja usein selvärajaisia. Luontotyyppin esiintymien rajaaminen ns. harjumetsämaskin perusteella on siis melko yksiselitteistä. Tällöin haaste on etenkin luontotyyppiesiintymien laadun arvioiminen. Harjumetsät on usein jaettu kolmeen topografialtaan ja ekologiaaltaan erilaiseen osa-alueeseen: valorinteisiin (myös nimityksiä paiste- ja paahderinne on käytetty) varjorinteisiin ja tasamaihin. Harjumetsien kuvaus mm. Natura-luontotyyppioppaassa (Airaksinen & Karttunen 2001) on keskittynyt valorinteisiin, minkä vuoksi varjorinteiden ja tasamaiden tyypillisten piirteiden kuvaukselle ja määrittämiselle on nähty selkeä tarve (Arnkil ym. 2024). Työpajoissa todettiin myös harjumetsien tulkinnan olevan erilainen Natura-luontotyyppioppaassa ja Natura-inventointiohjeessa.

Etenkin tasamaiden, jotka muodostavat nykytulkinnassa pinta-alallisesti luontotyyppistä merkittävimmän osuuden, tulkinnalla ja hyvän tilan määrittelyllä on keskeinen rooli harjumetsien tilan parantamiseksi Natura-inventointiohjeen mukaisessa kontekstissa. Tasamaiden osalta työpajoissa keskusteltiin, mitä niiden turvaamisella tavoitellaan. Nykytulkinnassa tasamaat ovat käytännössä "muuta" ympäristöä, joka jää valo- ja varjorinteiden väliin ja ympärille, ja voi sijaita kaukanakin varsinaisista harjuista. Tasamaillakin voi esiintyä harjuille erityistä lajistoa, mutta se vaatii yleensä häiriöitä, joiden vaikutus on edelleen nähtävissä. Tasamaiden arvokkaat lajistokohteet ovat koko luontotyyppin mittakaavassa hyvin harvinaisia.

Harjumetsien nykytulkinnassa tasamaat ovat valtaosin tavallisia kangasmetsiä, jotka sijaitsevat geomorfologisella muodostumalla, ja joilla on vain vähän tai ei ollenkaan omia erityispiirteitä kivennäismaiden kangasmetsiin verrattuna. Työpajassa pohdittiin, tulisiko tasamaita käsitellä ja kehittää valorinteiden suuntaan ja mahdollistaa harjulajien leviäminen, vai tulisiko niitä käsitellä kuten vastaavan kasvupaikan tavallisia kangasmetsiä potentiaaliset lajisto-, maisema- ja pohjavesikysymykset huomioiden. Työpajassa pohdittiin myös luontotyyppin määritelmää kuvaavia kriteereitä harjumetsien eri ekologisille osa-alueille.

Myös harjumetsien hyvää tilaa tulee tarkastella erikseen harjumetsien eri ekologisilla osa-alueilla. Tämän lisäksi voitaisiin tunnistaa kaikkia osa-alueita koskevia hyvän tilan kriteerejä, kuten ei soranottoa, vieraslajien puuttuminen, palovaikutteisen puun osuus, järeä ja vanha puusto ja järeä lahoppuusto.

Kesäkuun laajemmassa asiantuntijatyöpajassa Luhti-hankkeen työltä toivottiin harjumetsien tulkintaan ja kriteerien määrittelyyn liittyviä vaihtoehtoja, ja myös rinnakkaisten linjojen ja vaihtoehtojen esittämistä. Tätä esitti myös hankkeen ohjausryhmä. Tästä syystä harjumetsien käsittely Luhti-hankkeessa poikkeaa tältä osin muista luontotyypeistä.

Keskeiseksi kysymykseksi nähtiin se, miten harjumetsien monimuotoisuus tulisi ymmärtää ja mikä harjumetsissä erityisesti on arvokasta, johon tilan parantamisen toimilla tulisi pyrkiä. Riippuen tulkinnasta harjumetsien eri ekologiset osa-alueet voivat mahdollistaa hyvinkin erilaisia metsänkäsittelyjä. Työpajassa pohdittiin, että harjumetsien käsittelyvaihtoehtoja voisi tarkastella kokonaissuunnittelun perspektiivistä (esim. mikä osa valorinteistä voisi olla kerrallaan avohakkuussa tai taimikkovaiheessa). Harjumetsissä voisi soveltaa myös aluetason suunnittelua, jota kehitetään esimerkiksi Priodiversity LIFE-hankkeessa.

Jos harjumetsien nykytulkintaa kavennettaisiin esimerkiksi tasamaiden osalta, olisi syytä huomioida harjujen välitön lähiympäristö (ns. suojavyyhykkeet), sekä lajistollisesti arvokkaat kohteet, joita voi olla niin sanotuissa uuselinympäristöissä.

8.4. Natura-luontotyyppioppaan ja Natura-inventointiohjeen tulkintojen vertailu EU:n habitaattimanuaalin kuvaukseen

EU:n habitaattimanuaalin kuvauksen perusteella Harjumetsät-luontotyyppin harjuilla esiintyy selkeitä korkeuseroja, ja mikroilmasto poikkeaa paiste- eli valorinteiden ja varjorinteiden välillä (Luku 8.1.). Kuvauksessa todetaan harjujen olosuhteiden eroavan monella tapaa ympäröivistä tasamaista siten, että niillä esiintyy omaleimaista lajistoa. Luontotyyppiin voidaan katsoa kuuluvaksi myös tasamaita, mutta niiden laajuus voidaan tulkita varsin eri tavoin.

Natura-luontotyyppioppaassa harjumetsien kuvaus keskittyy etenkin harjujen omaleimaisen kasvillisuuden ja ekologisten erityispiirteiden korostamiseen (Airaksinen & Karttunen 2001). Luontotyyppioppaassa todetaan luontotyyppin rajaamisesta seuraavaa: "*Harjumetsien rajaamisen lähtökohta on, että kohteella on pääasiassa tai yksinomaan glasiofluviaalisella harjuaineiksellä esiintyviä harjukasveja ja/tai alueen kasvillisuudessa on harjukasvillisuuden piirteitä.*" Siiten Natura-luontotyyppioppaan mukaan harjumetsiin eivät kuuluisi kohteet, joissa harjukasvillisuutta tai sen piirteitä ei esiinny.

EU:n habitaattimanuaalissa listataan seuraavat harjumetsille luonteenomaiset (characteristic) kasvilajit: ahokissankäpälä (*Antennaria dioica*), harjumasmalo (*Anthyllis vulneraria subsp. fennica*), (joka luetaan nykyään kuuluvaksi pohjanmasmaloon (*Anthyllis vulneraria ssp. lapponica*)), tunturikurjenherne (*Astragalus alpinus*), mäkiluste (*Brachypodium pinnatum*), metsäkastikka (*Calamagrostis arundinacea*), kanervisara (*Carex ericetorum*), jalkasara (*Carex pediformis*), hietaneilikka (*Dianthus arenarius*), metsämansikka (*Fragaria vesca*), metsämaarianheinä (*Hierochloë australis*), (harju)häränsilmä (*Hypochoeris maculata*), kataja (*Juniperus communis*), mustalinnunherne (*Lathyrus niger*), kevätlinnunherne (*Lathyrus vernus*), nuokkuhelmikkä (*Melica nutans*), idänkeulankärki (*Oxytropis campestris ssp. sordida*), mänty (*Pinus sylvestris*), kalliokieli (*Polygonatum odoratum*), (hämeen)kylmänkukka (*Pulsatilla patens*), kangasvuokko (*Pulsatilla vernalis*), lännensananjalka (*Pteridium aquilinum*), lillukka (*Rubus saxatilis*), nuokku-kohokki (*Silene nutans*), kangasajuruoho (*Thymus serpyllum*), puolukka (*Vaccinium vitis-idaea*) ja harjuhietaorvokki (*Viola rupestris subsp. rupestris*).

Yllä olevat kasvilajit luetellaan myös Natura-luontotyyppioppaassa, jossa harjumetsien tyyppilistä ja indikaattorilajistoa kuvataan sekä harjuvarianteittain (harjuilla esiintyviä metsätyyppien alatyyppejä) että luettelemalla erikseen harjujen uhanalaisia kasvi- ja hyönteislajeja (mm. harjukeltalieko, muurahaissinisiipi, palosirkka) (Airaksinen & Karttunen 2001). Luontotyyppioppaassa todetaan harjumetsien kasvillisuuden vaihtelun olevan kuitenkin huomattavan laajaa.

Natura-inventointiohjeessa harjumetsien lajisto kytketään luontotyyppin tunnistamisen sijaan inventoitavan kohteen edustavuuden arviointiin (Syke & Metsähallitus 2020). Edustavuuden merkityksestä todetaan: *"Kunkin yksittäisen luontotyyppin luonnonsuojelullinen merkitys perustuu sen ekologiseen erityislaatuisuuteen; piirteisiin, jotka mahdollistavat kyseiselle luontotyyppille muista luontotyypeistä erottuvan lajiston esiintymisen. Tästä lähtökohdasta käsin tarkasteluna minkä tahansa piirteen "edustavuus" voidaan Harjumetsissä ymmärtää muodossa "erityisesti harjualueille tyypilliset piirteet, jotka tekevät kohteesta ekologisesti harjualueen ulkopuolisesta ympäristöstä ja muista luontotyypeistä erottuvan". Harjumetsille ominaisen lajiston runsaus nostaa luontotyyppiesiintymän edustavuutta, uhanalaisin harjulajisto eniten (Syke & Metsähallitus 2020).*

Harjumetsien lajistolliset ja muut ominaiset erityispiirteet korostuvat valorinteillä. EU:n habitaattimanuaalin harjumetsien kuvauksen kohdassa 4 (jossa kuvataan kuhunkin Natura-luontotyyppiin tavallisesti liittyviä tai niillä esiintyviä luontotyyppejä) kuvataan nimenomaan valorinteiden ominaisuuksia: *"Aurinkoisilla rinteillä sijaitseville harjumetsille on usein ominaista suhteellisen avoin puustorakenne, ja lisäksi aluskasvillisuus koostuu usein lämpimämmän ilmaston lajeista, esim. jalkasara (Carex pediformis), hämeenkylmänkukka (Pulsatilla patens), kangasvuokko (P. vernalis), kangasraunikki (Gypsophila fastigiata) ja joistakin uhanalaisista perhoslajeista. Harjumetsiä on kuvattu noin kuusi erilaista tyyppiä, jotka edustavat vaihtelua kuivista jäkälävaltaisista metsistä kosteisiin lehtoihin."*

Valorinteiden kuvaus on myös Natura-luontotyyppioppaan keskiössä (Airaksinen & Karttunen 2001). Oppaassa todetaan: *"Omaleimaisinta harjuhuolto on valoisilla paisterinteillä; tässä yhteydessä harjumetsillä tarkoitetaan lähinnä paisterinteillä esiintyviä harjujen metsätyyppejä eli harjuvariantteja".* Tämän voidaan tulkita tarkoittavan sitä, että harjumetsät-luontotyyppi rajoittuu nimenomaan harjuvariantteihin ja niiden esiintymisalueeseen. Natura-luontotyyppioppaassa esitellään viisi harjuvarianttia ominaispiirteineen ja lajistoineen: häränsilmä-kanervatyyppi (HyCT), häränsilmä-puolukkatyyppi (HyVT), puolukka-mansikkatyyppi (VFrT), puolukka-lillukkatyyppi (VRT) ja helmikkä-linnunhernetyyppi (MeLaT). Natura-luontotyyppioppaan mukaan varsinaisten harjulajien esiintymät keskittyvät pääasiassa häränsilmä-puolukkatyyppin ja puolukka-mansikkatyyppin harjumetsiin, sen sijaan harjuvarianteista VRT ja MeLaT kuuluvat ns. harjujen kuiviin lehtoihin, VFrT ja osin myös HyVT ns. puolilehtoihin (Airaksinen & Karttunen 2001). Harjujen alarinteillä ja rehevän kosteilla varjorinteillä voidaan tavata myös muita lehtoja, jotka kuitenkin kuuluvat omaan direktiiviluontotyyppiinsä eli boreaalisiin lehtoihin (9050) (Airaksinen & Karttunen 2001).

Varjorinteet jäävät hyvin vähäiselle huomiolle sekä EU:n habitaattimanuaalissa että Natura-luontotyyppioppaassa. Käytännössä varjorinteet mainitaan ainoastaan kahdessa kohtaa: alkuperäisessä EU:n habitaattimanuaalin luontotyyppikuvauksessa kohdassa, jossa tuodaan esiin harjujen valo- ja varjorinteiden välinen mikroilmastollinen ero, ja siitä tehdyssä suomennoksessa (Luku 8.1), sekä Natura-luontotyyppioppaan lauseessa, jossa kuvataan harjujen alarinteillä ja varjorinteillä esiintyviä lehtoja (ks. yllä).

EU:n habitaattimanuaalissa tai Natura-luontotyyppioppaassa ei myöskään mainita erikseen suppia, jotka ovat jäätiköistä irronneiden jäälohkareiden muodostamia soikeita tai lähes pyöreitä kuoppia, joita esiintyy harjuilla (GTK 2005). Supat mainitaan kuitenkin harjumetsien erityispiirteinä Natura-inventointioppaassa (Syke & Metsähallitus 2020). Suppien olosuhteet voivat vaihdella suuresti: kuusivaltaiset supat muistuttavat harjujen varjorinteitä, kun taas

harvapuustoiset etelänpuoleiset supparinteet voivat olla paahdeympäristöjä (Syke & Metsähallitus 2020).

Tasamaat mainitaan suoraan EU:n habitaattimanuaalissa vain lauseessa, jossa harjujen kerrotaan poikkeavan ympäristöolosuhteiltaan tasamaan metsistä (Luku 8.1); luontotyyppin mukaisen metsien siis katsotaan eroavan tasamaiden eli tavallisten kangasmaiden metsistä. Luontotyyppin alun kuvailun (*Havumetsiä Fennoskandian harjuilla tai niiden läheisyydessä*) perusteella glasifluvიაalisten harjujen lisäksi luontotyyppiin voidaan kuitenkin tulkita kuuluvan niihin kytkeytyviä metsiä, jotka sijaitsevat harjujen läheisyydessä tasamailla; esimerkiksi sellaiset harjujen ympärysmetsät, joiden olosuhteet poikkeavat ympäristöstä harjulta tulevien valuvesien ja ravinteiden takia, tai joiden voidaan ajatella toimivan ”suojavyöhykkeenä” harjurinteille. ”Läheisyyttä” ei ole kuitenkaan täsmennetty tai määritelty manuaalissa. Vaikka asiaa ei ole EU:n habitaattimanuaalissa erikseen sanottu, valo- ja varjorinteiden kuulumisen luontotyyppiin tar koittanee käytännössä sitä, että myös tasaisemmat harjujen laet kuuluvat luontotyyppin määritelmään.

Natura-luontotyyppioppaassa (Airaksinen & Karttunen 2001) tasamaihin viitataan yhdellä lauseella, jossa mainitaan sekä deltamuodostumat että harjujen laet: *”Tasaisten hiekkapohjaisten deltamuodostumien ja joidenkin harjujen lakiosien kuivan karut mäntymetsät eivät välttämättä poikkeaa lajistoltaan kovin paljoa tavallisista kangasmetsistä. Harjukasveista kuivalla hiekkalustalla esiintyvät lähinnä kangasraunikki (*Gypsophila fastigiata*), hietaneilikka (*Dianthus arenarius*) ja kanervisara (*Carex ericetorum*).”* Vertaus tehdään lajistollisessa mielessä, mikä viitannee siihen, että tällaisilla luontotyyppiin mahdollisesti sisällytettävillä tasamailla tulisi esiintyä edellä kuvailtuja harjumetsien lajeja.

Natura-inventointiohjeessa harjumetsiin – tai luontotyyppin virallisen suomenkielisen nimen mukaisesti ”harjumuodostumien metsäisiin luontotyypppeihin” – on vuodesta 2020 katsottu kuuluvaksi harjujen lisäksi laajemmin kaikki muutkin jäätikköjokimuodostumat (glasifluvიაaliset muodostumat), kuten deltat (veteen kerrostuneet (jäätikkö)jokien suistomuodostumat) ja sandurit (kuivalle maalle kerrostuneet jäätikköjokien suistomuodostumat) sekä reunamuodostumat (jäätikön reunaan syntyneet ja sen suuntaiset, etenkin sulamisvesien kasaamat moreenista ja/tai lajittuneesta aineksesta koostuvat muodostumat) kokonaisuudessaan (Syke & Metsähallitus 2020). Inventointiohjeessa (Syke & Metsähallitus 2020) kuvataan: *”Harjuihin geomorfologisen kokonaisuutena tulkitaan sisältyväksi glasifluvიაalisen (jäätikön sulamisvesien kasaaman/lajittuneen) aineksen muodostamat rinteet ja niiden laki- ja reuna-alueet. Tällöin harjumetsiä ovat tyypillisten pitkittäisharjujen alueet, reunamoreenit eli Salpausselät sekä harjujaksojen delta-, sanduri- ja päätemoreenialueet, jotka selkeästi kohoavat ympäristöstään niin, että alueella on jyrkkiä paiste- ja varjorinteitä sekä niiden väliin ja reunoille jääviä tasamaita.”* Maininta ”selkeästi ympäristöstään kohoavasta” sisältää epäloogisuuden; deltat ja sandurit eivät kohoa ympäristöstään niin, että ne muodostaisivat jyrkkiä rinteitä tai väliin ja reunoille jääviä tasamaita. Tämä maininta on jäänyt käytännössä huomiotta, joten kaikki jäätikköjokimuodostumien metsät on luettu luontotyyppiin, riippumatta niiden suhteellisesta korkeudesta. Siten Natura-inventointiohjeen mukaisessa tulkinnassa valtaosa harjumetsät-luontotyyppin pinta-alasta on tasamaita. Luontotyyppin tulkinta on siten laajentunut EU:n habitaattimanuaalin ja Natura-luontotyyppioppaan julkaisun ja viimeisimmän Natura-inventointiohjeen julkaisun välillä.

8.5. Harjumetsien tulkintaan liittyvät kysymykset, esitetyt tulkintavaihtoehdot ja niiden vertailu

Luhti-hankkeen asiantuntijatyössä päädyttiin siihen, että Harjumetsät-luontotyyppin kuvaukset sekä EU:n habitaattimanuaalissa että Natura-luontotyyppioppaassa ovat mahdollistaneet käytännössä erilaisia tulkintoja siitä, mitkä metsät kuuluvat luontotyyppiin. Tähän näkemykseen päädyttiin kesäkuun asiantuntijatyöpajassa ja hankkeen ohjausryhmässä käytyjen keskustelujen perusteella.

Keskeistä luontotyyppin tulkinnassa on a) miten harjut määritellään ja b) minkälaiset metsät lasketaan harjumetsiin (Taulukko 6). Harjuilla tarkoitetaan yleisesti pitkänomaisia, ympäristöön selvästi korkeampia jäätikköjokien muodostamia selänteitä (Tieteen termipankki 2025, Metsäkeskus 2024). Harjut ovat siis yksi jäätikköjokimuodostumien alatyypeistä (GTK 2005). EU:n habitaattimanuaalissa kuvataan harjuja näin: *“Eskers are glaciofluvial gravel and sand formations which consist of relatively sorted material, often forming ridges over 20 meters high.”* [Harjut ovat glasifluviaalisia sora- ja hiekkamuodostumia, jotka koostuvat suhteellisen lajittuneista maa-aineksista ja muodostavat usein yli 20 metriä korkeita harjanteita] (European Commission 2013). Natura-inventointiohjeessa harjuihin tulkitaan pitkittäisharjujen lisäksi laajasti kaikki jäätikköjokimuodostumat *“jotka selkeästi kohoavat ympäristöstään”* (Syke & Metsähallitus 2020). Kuten edellisessä luvussa on kuvattu, korkeuserot eivät kuitenkaan ole ohjanneet harjumetsien tulkintaa ja inventointia käytännössä.

Suomenkielinen käänös luontotyyppin nimestä (”harjumuodostumien metsäiset luontotyyppit”) on sikäli epätarkka, että ”harjumuodostumat” ei ole yleisesti käytetty geologinen termi ja on luonteeltaan epämääräinen. Se pyrkii Natura-luontotyyppioppaan kontekstissa todennäköisesti kuvailemaan jonkinlaista harjujen ja jäätikköjokimuodostelmien yhdistelmää, vrt. reuna-moreeni ja reuna(moreeni)muodostuma. Se, miksi on tehty tällainen luontotyyppin määritelmän kannalta varsin merkittävä laajennus – joka poikkeaa myös esimerkiksi ruotsin *“rullstensåsar”*-termistä – jää epäselväksi. Alkuperäisessä, englanninkielisessä nimessä mainitaan nimenomaan (glasiofluviaaliset) harjut (*glaciofluvial eskers*), muttei kuitenkaan kaikkia glasiofluviaalisia eli jäätikköjokimuodostumia, johon voitaisiin viitata suoraan esimerkiksi muotoilulla *glaciofluvial formations*. Tältä osin Luhti-hankkeen aikana asiantuntijat esittivät eriäviä näkemyksiä siitä, mitä harjuilla tai luontotyyppin nimessä ”harjumuodostumilla” tosiasialisesti on EU:n habitaattimanuaalissa pyritty tarkoittamaan. Tämä tulkinnanvaraisuus mahdollistaa osin myös voimassa olevan Natura-inventointioppaan (Syke & Metsähallitus 2020) mukaisen tulkinnan.

Harjumetsät voidaan niin ikään käsittää kahdella, suppeammalla tai laajemmalla tavalla (Taulukko 6). Suppeamman määritelmän mukaan harjumetsät ovat ennen kaikkea sellaisia metsiä, joilla on muista kangasmetsistä poikkeavia ominaispiirteitä, ja jotka siksi kasvillisuudeltaan eroavat lajistoltaan ja runsaussuhteiltaan vastaavan ravinteisuustason muista kangasmetsistä. Tällaiseen tulkintaan ohjataan sekä EU:n habitaattimanuaalissa että Natura-luontotyyppioppaassa (European Commission 2013, Airaksinen & Karttunen 2001). Tämä tulkinta vastaa myös aiemmin suomalaisessa kirjallisuudessa esitettyjä käsityksiä (Ruuhijärvi ym. 2000, Ryttyäri 2005). Laajemman tulkinnan mukaan harjumetsät taas ovat ”harjujen metsiä” eli mitä tahansa harjuilla kasvavia metsiä niiden puustosta, lajistosta tai ominaispiirteistä riippumatta. Tällainen tulkinta sisältyy Natura-inventointiohjeen (Syke & Metsähallitus 2020) mukaiseen tulkintaan.

Taulukko 6. Harjumetsien geologiset ja kasvillisuuspohjaiset tulkinnat. ”Harjukasvillisuustulkinta” tarkoittaa metsiä, joilla kasvaa harjukasvilajeja ja/tai jotka ovat kasvillisuudeltaan harjujen metsätyyppisiä. ”Metsäkasvillisuustulkinta” taas sisältää kaikki harjujen metsät, niiden kasvillisuudesta riippumatta.

Geologinen tulkinta	Kasvillisuuspohjainen tulkinta	
	Harjukasvillisuus-tulkinta	Metsäkasvillisuus-tulkinta
Pitkittäisharjut	”Harjumetsä”	”Harjumetsä”
Kaikki jäätikköjokimuodostumat	”Harjumetsä”	”Harjumetsä”

Harjumetsillä voidaan siis katsoa tarkoitettavan ainakin neljää toisistaan eroavaa luontotyyppiä, jotka ovat pohjana seuraaville raportissa esitettävälle Harjumetsät-luontotyyppin tulkinnoille:

1. Ominaispiirteiden, kasvillisuuden ja lajiston perustella määritelty harjumetsät
2. Geologisin perustein määriteltyjen valorinteiden metsät (etelä- ja länsirinteet)
3. Geologisin perustein määriteltyjen harjujen metsät (sisältäen kaikki ilmansuunnat)
4. Kaikkien jäätikköjokimuodostumien metsät

Jokaiseen esitettyyn tulkintaan liittyy niitä puoltavia tekijöitä sekä tulkinnat haastavia ongelmakohtia, jotka on esitetty kootusti taulukossa 7. Keskeistä on, miten EU:n habitaattimanuaalin luontotyyppin kuvausta tulkitaan, millaisen tulkinnan manuaalin katsotaan ylipäättään mahdollistavan, sekä mihin luontotyyppin turvaamisella itse asiassa pyritään: suojellaanko selkeää omaleimaista luontotyyppiä vai laajoja geologisia muodostumia.

Tulkinnassa 1 on kyse ekologiaaltaan ja lajistoltaan erottuvasta luontotyyppistä, jonka tunnistaminen tapahtuu pääosin harjukasvillisuuden perusteella. Kuten edellä on kuvattu, tulkinnan voidaan ajatella toteuttavan EU:n habitaattimanuaalin (European Commission 2013) ja etenkin Natura-luontotyyppioppaan (Airaksinen & Karttunen 2001) kuvausta, ja ohjaavan suojelua vahvasti EU:n habitaattimanuaalin hengessä lajistollisesti arvokkaisiin sekä harvinaisiin ja jännösluontoihin luontotyyppiesiintymiin. Tulkinta on yhteneväinen esimerkiksi Ruotsin nykyisen harjumetsät-tulkinnan kanssa (Arnkil ym. 2024) ja vastaa pitkälti luonnonsuojelulainsäädännön mukaista ”harjumetsän valorinne” -luontotyyppin kuvausta (Luonnonsuojeluasetus 2023). Toisaalta tulkinnan voidaan katsoa olevan ristiriidassa EU:n habitaattimanuaalin harjumetsät-kuvaukseen nähden, koska se ei sisällä manuaalissa mainittuja varjorinteitä – paitsi teoriassa siltä osin, mikäli tulkinnassa kuvattua harjulajistoa esiintyy esimerkiksi puustorakenteeltaan avoimella varjorinteellä. Kuten luvussa 8.4 kuvataan, varjorinteet jäävät kuitenkin sekä EU:n habitaattimanuaalissa että kansallisessa kuvauksessa hyvin vähäiselle huomiolle.

Keskeinen haaste tulkinnassa 1 on, että kyse on luontotyyppistä, jonka pinta-ala on huomattavasti pienentynyt aiemmasta, tuntemattomasta tai vaikeasti arvioitavissa olevasta historiallisesta pinta-alasta. Siksi olemassa olevien esiintymien suojelu ei todennäköisesti riitä luontotyyppin turvaamiseksi, vaan suotuisa suojelutaso vaatisi lajiston suotuisaan viitealaan (FRA) pohjautuvaa tarkastelua ja merkittäviä palauttamistoimia vastaavalla tavalla kuin boreaalisissa luonnonmetsissä. Huomionarvoista on, että boreaalisista luonnonmetsistä poiketen harjumetsien lajistokohteiden hyvän tilan ylläpitäminen ja myös ennallistamisasetuksen heikentämätömyysvelvoitteen täyttäminen edellyttävät todennäköisesti toistuvia luonnonhoitotoimia.

Tulkinnoissa 2 ja 3 ”harjut” ymmärretään pitkänomaisina, ympäristöään selvästi korkeampina muodostumina. Tulkinnoissa harjumetsät määritellään geologisin perustein kasvillisuudesta riippumatta. Tulkin 2 keskeisenä perusteena on se, että tulkinta kuvaa harjumetsien merkittävimpien erityispiirteiden, valorinteiden ja niille ominaisen lajiston, esiintymisen ilmeisintä potentiaalia eli etelä- ja länsisuuntaan avautuvia valorinteitä. Tulkinta on varsin yhteneväinen Luontotyyppien uhanalaisuuden arvioinnissa esitellyn ”harjumetsien valorinteet” luontotyyppin kuvauksen kanssa (Kouki ym. 2018). Toistuva ja pitkäjänteinen luonnonhoito, joka mukailee harjulajistolle tärkeää häiriödynamiikkaa, voisi periaatteessa mahdollistaa harjumetsille ominaisten harjulajien säilyttämisen ja leviämisen geologisille valorinteille. Tällainen luonnonhoito vaatii kuitenkin huomattavia resursseja ja sitoutumista pitkään hoitoketjuun. Kuten tulkin 1, tulkinta 2 ei sisällä varjorinteitä, jotka mainitaan EU:n habitaattimanuaalin kuvauksessa.

Tulkinta 3 laajentaa tulkin koskemaan harjuja geologisina kokonaisuuksina, mukaan lukien varjorinteet ja rajatusti tasamaat. Tässä tulkin 3 tasamaiden katsotaan tarkoittavan harjujen lakiosia ja harjujen välittömässä läheisyydessä olevia, kasvupaikkatekijöiltään tai lajistoltaan tavanomaisista ympäröivistä metsistä poikkeavia esiintymiä. Tulkinta 3 pyrkii siten mukailemaan mahdollisimman tarkkaan EU:n habitaattimanuaalin kuvausta harjumetsät-luontotyyppistä. Tulkin 3 ”harjujen läheisyydessä” voidaan katsoa habitaattimanuaalin kontekstissa tarkoittavan kymmeniä tai suurimmillaan muutamia satoja metrejä harjuja ympäröiviä tasamaita; täsmällistä metrimäärää tärkeämpi on rajausta poikkeavien kasvupaikkatekijöiden ja lajiston näkökulmasta tavallisiin moreenimaiden kangasmetsiin nähden.

Tulkinta 4 on Natura-inventointiohjeen (Syke & Metsähallitus 2020) mukainen tulkinta, jossa harjumetsät-luontotyyppin ”harjumuodostumat” katsotaan tarkoittavan kaikkia metsäisiä jäätikköjokimuodostumia kasvillisuudesta riippumatta. Tulkinta sisältää siten kaikki jääkauden sulamisvesien liikkeen tuloksena syntyneet metsäiset muodostumat, kuten harjut, reuna-muodostumat, deltat ja sandurit. Siten suuri osa lajittuneista hiekkakankaistakin luetaan harjumetsiin. Tulkinta on esitetyistä tulkinnoista laajin ja ohjaa suurimman osan luontotyyppin esiintymistä muille kuin varsinaisille harjuille.

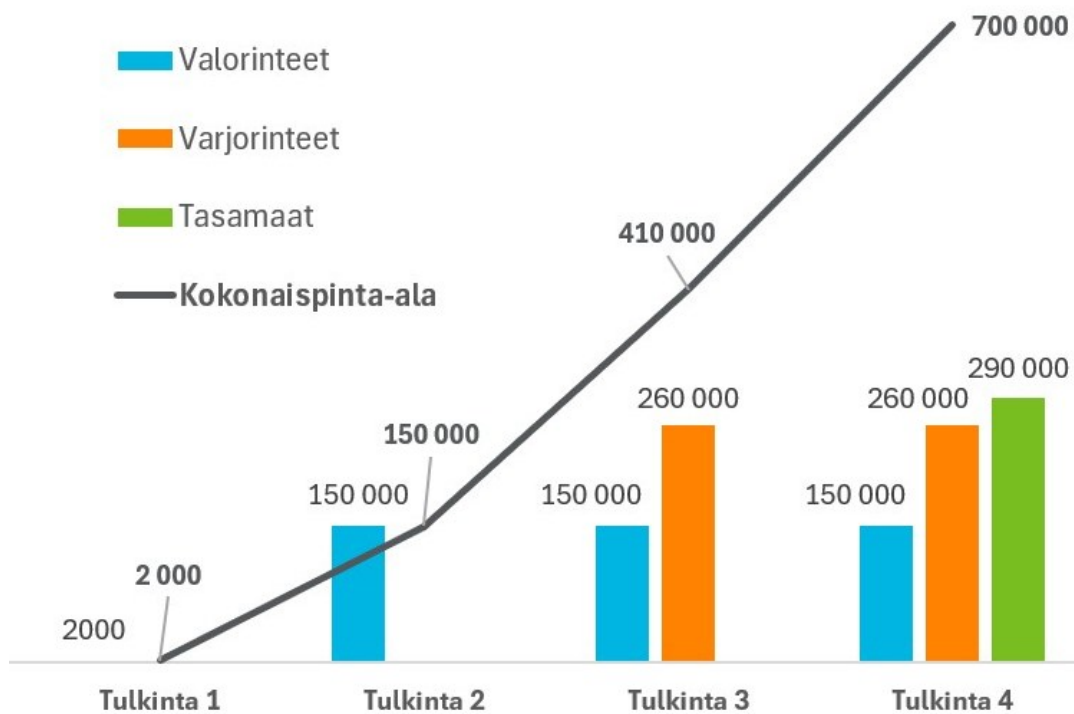
Harjumetsien eri tulkintavaihtoehtojen arviointiin liittyy ekologisten kysymysten lisäksi merkittäviä taloudellisia, hallinnollisia ja poliittisia ulottuvuuksia, joita on tuotu tiivistetysti esiin Luhti-hankkeen ohjausryhmän toiveiden mukaisesti (Taulukko 7). Harjumetsien Natura-alueiden pinta-alaraportointi on vuodesta 2007 lähtien perustunut laajimpaan tulkintaan ja mahdolliset muutokset tulkin 3 tasamaita koskevat heijastuvat esimerkiksi olemassa olevien Natura-alueiden suojeluperustoihin ja vaatia rajausten uudelleentarkastelua, millä voi olla omia hallinnollisia, lakitekniisiä tai EU-raportointiin liittyviä huomattavia vaikutuksia. Laajempiin tulkintavaihtoehtoihin sisältyy puolestaan merkittäviä maankäytöllisiä ja taloudellisia vaikutuksia, kun niitä sovelletaan ennallistamisasetuksen myötä Natura-alueiden ulkopuolella. Kaikilla direktiiviluontotyypeillä on luonnollisesti maankäyttöä rajoittavia vaikutuksia, mutta erityisen merkittävänä tätä voidaan pitää harjumetsien osalta niiden laajuuden ja sijainnin vuoksi.

Taulukko 7. Harjumetsien eri tulkintojen (1–4) tunnistettuja tulkintaa puoltavia tekijöitä sekä ongelmakohtia.

	Tulkintaa puoltavia tekijöitä	Ongelmallisia tekijöitä
Tulkinta 1.	- Natura-luontotyyppioppaan (Airaksinen & Karttunen 2001) kuvausta pitkälti vastaava tulkinta - Yhteneväinen Suomen EU naapurimaiden tulkinnan kanssa? - Samansuuntainen tulkinta luonnonsuojelu-asetuksen "harjumetsän valorinne" suojelun luontotyyppin kanssa - Keskittyy ekologialtaan, ominaispiirteiltään ja lajistoltaan omaleimaiseen luontotyyppiin - EU:n habitaattimanuaalin kasvillisuuskuvausten mukainen	- Ei sisällä EU:n habitaattimanuaalissa mainittuja varjorinteitä, joten voidaan katsoa olevan liian suppea habitaattimanuaalin tulkinta - Pinta-ala pienentynyt merkittävästi ja vähenee edelleen – pitäisikö soveltaa suotuisaan viitealaan ja palauttamisvelvoitteeseen perustuvaa tarkastelua? - Luontotyyppin ja hyvän tilan määritelmä hyvin lähellä toisiaan - Soveltuu huonosti aineistopointakriteereiksi - Ei huomioi harjuja ekologisina ja geologisina kokonaisuuksina - Valtaosalla niistä Natura-alueista, joille harjumetsät on merkitty suojeluperusteeksi, luontotyyppiä ei enää löytyisi? - Tulkinnassa huomattavia haasteita Natura-verkoston 9060-kohteiden direktiiviraportoinnin kanssa
Tulkinta 2.	- Kuvaa paahdeympäristöjen ja niiden lajiston esiintymisen ilmeisintä potentiaalia (valorinteitä) - Soveltuu hyvin poimintakriteereiksi - Tulkinta yhteneväinen Luontotyyppien uhanalaisuuden arvioinnin (LUTU) luontotyyppin "harjumetsien valorinteet" kanssa	- Ei sisällä EU:n habitaattimanuaalissa mainittuja varjorinteitä, joten voidaan katsoa olevan liian suppea habitaattimanuaalin tulkinta - Uusi tulkinta, jota ei ole aiemmin sovellettu - Valtaosa pinta-alasta kohteita, jotka ovat umpeenkasvaneita ja ilman harjulajistoa - Ei huomioi harjuja ekologisina ja geologisina kokonaisuuksina - Tässäkin tulkinnassa haasteita Natura-verkoston 9060-kohteiden raportoinnin kanssa
Tulkinta 3.	- Voidaan katsoa vastaavan pitkälti EU:n habitaattimanuaalin kuvausta (valorinteet, varjorinteet, ympäristöstään erottuvat harjumuodostumat) - Huomioi harjut ekologisena ja geologisena kokonaisuutena - Soveltuu hyvin poimintakriteereiksi	- Uusi tulkinta, jota ei ole aiemmin sovellettu - Valtaosa pinta-alasta kohteita, jotka umpeenkasvaneita ja ilman harjulajistoa - Tässäkin tulkinnassa haasteita Natura-verkoston 9060-kohteiden raportoinnin kanssa
Tulkinta 4.	- Natura-inventointiohjeen (Syke & Metsähallitus 2020) mukainen tulkinta - Muodostaa laajoja geologisia kokonaisuuksia - Tulkinnan mukainen pinta-ala raportoitu osana direktiiviraportointia jo vuodesta 2007	- Valtaosa pinta-alasta kohteita, jotka umpeenkasvaneita ja ilman harjulajistoa - Suuri osa pinta-alasta Natura-alueiden ulkopuolella, syntynyt haasteellinen tilanne - Poikkeaa huomattavasti Suomen EU-naapurimaiden tulkinnasta - Pinta-alasta suurin osa tasamaita (40 % kokonaisalasta), joiden lajistollinen ja luontotyyppillinen peruste suojelulle jäänyt epämääräiseksi – mihin suojelulla pyritään? - Jos suojelun lähtökohtana on geologinen muodostuma, onko (minkä tahansa) metsän säilyttäminen riittävä tavoite? - Tulkinnan vaikutus maankäytön muutoksiin?

Laajempien tulkintavaihtoehtojen osalta on perusteltua pohtia luontotyyppien suojelun varsinaista perustetta. Valorinteiden ekologiset, geomorfologiset ja lajistolliset perusteet suojelulle avataan perusteellisesti EU:n habitaattimanuaalissa ja Natura-luontotyyppioppaassa (ks. luku 8.4). Varsinaista tutkimustietoa varjorinteiden ja tasamailla sijaitsevien harjumetsien ekologisista ominaispiirteistä ja mahdollisista eroavaisuuksista muihin kangasmetsiin on vähän. Varjorinteiden ja etenkin niiden alaosan tiedetään olevan pienilmastoltaan viileämpiä ja vähemmän ääreviä kuin valorinteiden ja ylärinteiden (Elomaa 1970, Tikkanen & Heikkilä 1986, Mikola & Sepponen 1988). Varjorinteet ovat myös keskimäärin paksumpihumuksisia ja yhdistettynä viileyteen, niiden kasvillisuudessa voi olla pohjoisia piirteitä (Mikola & Sepponen 1988). Varsinaisia vertailua vastaavin moreenimaiden rinteisiin ei ole juuri tehty. Yleisesti varjorinteiden ja etenkin tasamaiden arvellaan olevan kasvillisuudeltaan melko samankaltaisia vastaavien moreenimaiden kanssa, eikä mitään erityistä ekologista perustetta mahdollisiin eroihin ole esitetty (Ruuhijärvi ym. 2000, Rytteri 2005). On kuitenkin huomattava, että tasamailla, kuten deltamuodostumilla, voi esiintyä harjukasvillisuutta ja muuta harjulajistoa, jos häiriödynamiikka ja metsikköhistoria ovat muokanneet sitä avoimeen ja ekologiaaltaan paahteiseen suuntaan. EU:n habitaattimanuaalissa ja Natura-luontotyyppioppaassa mainittua harjulajistoa esiintyy myös niin sanotuissa korvaavissa elinympäristöissä, jotka ovat syntyneet ihmisen toiminnan seurauksena. Tällaisia monille harjulajeille nykyään keskeisiä esiintymäpaikkoja ovat esimerkiksi hiekan- ja soranottopaikat, metsätienpientareet, pienlentokentät ja puolustusvoimien ampuma-alueet (From 2005, Lindberg & Arnkil 2023).

Merkillepantavaa on, että tulkinnan laajetessa harjumetsien lajistollisesti arvokkaiden kohteiden pinta-alaosuus pienenee samanaikaisesti, kun tavanomaisempien kangasmetsien osuus nousee käsittämään ylivoimaisesti suurimman osan luontotyyppien kokonaispinta-alasta. Nämä alueet eivät pääsääntöisesti sisällä luontotyyppien kuvattuja erityisiä ominaispiirteitä eikä niillä esiinny EU:n mittakaavassa harvinaista tai jäännöslajistoa. Laajimmillaan harjumetsiin luetaan kuuluvaksi noin 700 000 hehtaaria (Kukkala ym. 2025). Tämän pinta-alan jakautuminen eri tulkintoihin sekä karkea jakautuminen valorinteisiin, varjorinteisiin ja tasamaihin on esitetty kuvassa 4.



Kuva 4. Harjumetsien eri tulkintavaihtoehtojen pinta-alat sekä jakautuminen valorinteisiin, varjorinteisiin ja tasamaihin. Pinta-alat ovat karkeita suuruusluokkia, jotka pohjautuvat asiantuntija-arvioihin (tulkinta 1) tai GTK:n, Syken ja Metsäkeskuksen aineistoista koottuun ns. harjumetsämaskiin (tulkinnot 2–4). Huom. Tasamaat sisältyvät jossain määrin myös tulkintaan 1 (lajistollisesti arvokkaat kohteet), mutta niiden pinta-ala on vähäinen, ja tulkintaan 3 (harjujen lakialueet ja lähialueet), mutta niiden pinta-alaa on vaikea arvioida.

Etenkin geologiaan pohjautuvissa tulkintavaihtoehtoissa (2–4) harjumetsät voivat olla päällekkäisiä boreaalisen luonnonmetsän (9010) kanssa, mikäli luonnonmetsän puustoon pohjautuvat kriteerit täyttyvät. Geologiaan perustuvat laajat tulkintavaihtoehdot, etenkin tasamaat sisältävä vaihtoehto 4, voivat myös periaatteessa sisältää useita muitakin luontotyyppisiä, kuten sisävesien luontotyyppisiä, puustoisia soita (91D0), hakamaita ja kaskilaitumia (9070) sekä boreaalisia lehtoja (9050), joista kuitenkin harjumetsien kuivat lehdot luetaan harjumetsiin, ei lehtoihin (ks. Syke & Metsähallitus 2020).

Keskeistä kaikissa tulkinnoissa on, että kaikki harjukasvillisuutta ja harjulajistoa sisältävät kohteet ovat vähentyneet voimakkaasti ja ovat pinta-alaltaan nykyään pienenä vähemmistönä niiden sijainnista riippumatta. Tämä johtuu etenkin metsäpalojen vähenemisestä, yleiseen rehevöitymiskehitykseen johtaneesta typpilaskeumasta sekä täyspuustoisuuteen tähdänneestä metsänhoidosta, jonka myötä harjulajistolle aiemmin otolliset kohteet ovat kehittyneet varjoisempaan, tuoreempaan, paksumpihumuksiseen ja tavanomaista metsäkasvillisuutta suosivaan suuntaan, jolloin harjulajisto on joutunut väistymään (mm. From 2005, Kittamaa ym. 2009, Lindberg & Arnkil 2023). Heikkoina kilpailijoina harjumetsien lajit eivät menesty tuoreessa, rakenteeltaan sulkeutuneessa aluskasvillisuudessa (Airaksinen & Karttunen 2001). Valorinteiden merkitys on korostunut, koska harjulajistolle otolliset olosuhteet ovat säilyneet pisimpään etenkin valorinteilla. Juuri tästä syystä harjujen valorinteita on pyritty turvaamaan niin metsä- ja luonnonsuojelulain, METSO- ja Helmi-ohjelmien, kuin myös metsänhoitosuosituksen ja metsäsertifiointin avulla, joskin niiden velvoittavuus ja luontotyyppistä käytetyt nimet vaihtelevat (ks. Lindberg & Arnkil 2023).

8.6. Ehdotukset tunnistamiskriteereiksi

Tulkinta 1:n määritelmä perustuu ennen kaikkea harjukasvillisuuteen (Taulukko 8), mutta määritelmä huomioi myös muun mahdollisen harjujen eliölajiston, kuten Natura-luontotyyppiopissa mainitut perhoset ja suorasiipiset (Airaksinen & Karttunen 2001). Kasvillisuus on kuitenkin usein muun harjujen eliölajiston esiintymisen perusta. Etenkin valorinteiden avainlajeina voidaan pitää putkilokasveja, jotka toimivat monien perhoslajien toukkavaiheen ravintokasveina (From 2005). Kangasajuruoho (*Thymus serpyllum*) kymmenine seuralaislajeineen on hyvä esimerkki tällaisesta lajista, mutta muillakin harjumetsien putkilokasveilla on omia seuralaislajejaan, jotka vähenevät isäntäkasvin kannan taantuessa (From 2005).

Tulkinnalle 1 on vaikeaa ehdottaa raja-arvoja; halutessa voitaisiin listata joitain harjukasveja, kuten Natura-luontotyyppiopissa on tehty. Esimerkkejä tällaisista lajeista ovat mm. kangasajuruoho, hietaneilikka, idänkeulankärki, kissankäpälä, kangasvuokko ja tunturikurjenherne (Airaksinen & Karttunen 2001). Sen sijaan rinteiden suuntaan ja kaltevuuteen liittyviä raja-arvoja ei tulkinnan 1:n kohdalla ole ehdotettu, koska määritelmä perustuu harjukasvillisuuteen, jota voi esiintyä topografialtaan erilaisilla alueilla. Tulkinta 1 sisältää myös muita harjumetsätyyppejä kuin pelkkiä paahdeympäristöjä, kuten Natura-luontotyyppiopissa kuvailtuja kuivia lehtoja ja muita ravinteisempia harjumetsätyyppejä (Airaksinen & Karttunen 2001). Siksi varsinaisiin paahdeympäristöihin soveltuvia kriteerejä, kuten ohutta humuskerrosta ja kivennäismaapaljastumia ei ole sisällytetty kriteereihin tai raja-arvoihin, vaikka ne suureen osaan tämän tulkinnan metsistä sopisivatkin.

Tulkinnan 2 mukaisten, geologisten perusteiden määriteltyjen valorinteiden (harjujen etelä- ja länsirinteet) suunnan (SE-NW eli kaakko-länsi) ja rinteiden kaltevuuden (keskimäärin vähintään 5 %) ehdotetut raja-arvot ovat samat, joita on käytetty luonnonsuojeluasetuksessa (2023), luontotyyppien uhanalaisuuden arvioinnissa (Kouki ym. 2018) sekä valorinteiden pinta-alavirtojen pohjana luontodirektiivin mukaisessa suojelutasoarvioinnissa (Luhti-asiantuntijatieto). Tulkinta 2:n ehdotettu 20 metrin korkeusero perustuu EU:n habitaattimanuaalin (European commission 2013) kuvaukseen (Taulukko 8).

Tulkinta 3 käsittää geologisten perusteiden määriteltyjen harjujen metsät, mukaan lukien niiden valo- ja varjorinteet. Rinteiden kaltevuuden (keskimäärin vähintään 5 %) ja korkeuseron (usein yli 20 metrin korkeuserot) ehdotetut raja-arvot on määritetty kuten tulkinnassa 2.

Tulkinta 4 on Natura-inventointiohjeen (Syke & Metsähallitus 2020) mukainen tulkinta, jossa harjumetsät-luontotyyppin ”harjumuodostumat” katsotaan tarkoittavan kaikkia metsäisiä jäätikköjokimuodostumia kasvillisuudesta riippumatta. Siten tunnistamiskriteereiksi riittää muodostumien syntyhistoria tai esimerkiksi raja-alue luvussa 8.9 kuvatun GTK:n, Syken ja Metsäkeskuksen aineistoista kootun ns. harjumetsämaskin pohjalta.

Hankkeen työpaja- ja ohjausryhmäkeskustelujen pohjalta edellä esitettyjä tulkintoja ehdotetaan täydennettäväksi siten, että kaikkiin tulkintoihin tulisi kuulua lajistollisesti arvokkaat kohteet riippumatta niiden sijainnista; siten esim. kaikki tasamaiden arvokkaat lajistokohteet huomioitaisiin osana luontotyyppiä (ja sen tilan parantamista) myös tulkinnoissa 2–3.

Taulukko 8. Harjumetsien eri tulkinnat, ehdotetut tunnistamiskriteerit ja niiden raja-arvot.

Tulkinta	Kriteerit	Raja-arvoja	Vertautuminen EU:n habitaattimanuaaliin ja tulkintakäytäntöihin
Tulkinta 1. Ominaispiirteiden, kasvillisuuden ja lajiston perusteella määritellyt harjumetsät	Avoin puustorakenne, mäntyvaltaisuus, harjujen metsätyyppejä, harjukasvillisuutta, harjujen eliölajistoa	Esim. tietynlainen harjukasvillisuus	Ei sisällä varjorinteitä, jotka mainitaan EU:n habitaattimanuaalin kuvauksessa. Erityisesti tässä tulkinnassa yhteneväisyys EU:n habitaattimanuaalin kuvaukseen jakoi asiantuntijoiden mielipiteet Luhti-hankkeen työn aikana. Tulkintaa on sovellettu käytännössä.
Tulkinta 2. Geologisin perustein määriteltyjen valorinteiden metsät (etelä- ja länsirinteet)	Eteläisiin ja läntisiin ilman suuntiin aukeava rinne	Rinteen kaltevuus keskimäärin vähintään 5 %, harjulla usein yli 20 metrin korkeuseroja, rinteen suunta SE-NW	Ei sisällä varjorinteitä, jotka mainitaan EU:n habitaattimanuaalin kuvauksessa. Tulkintaa ei ole sovellettu käytännössä.
Tulkinta 3. Geologisin perustein määriteltyjen harjujen metsät (sisältäen kaikki ilmansuunnat)	Kaikki harjut, joilla selvä korkeusero ympäröivään maastoon, riippumatta rinteen suunnasta	Rinteen kaltevuus keskimäärin vähintään 5 %, harjulla usein yli 20 metrin korkeuseroja	Voidaan katsoa vastaavan EU:n habitaattimanuaalin kuvausta. Tasamaiden tulkinta suppea. Tulkintaa ei ole sovellettu käytännössä.
Tulkinta 4. Kaikki jäätikköjokimuodostumien metsät	Kaikki syntyhistorian perusteella arvioidut metsäiset jäätikköjokimuodostumat sisältäen harjut, reunamoreenimuodostumat, deltat ja sandurit	Rajaus GTK:n, Syken ja Metsäkeskuksen aineistoista kootun ns. harjumetsämaskin pohjalta	Voidaan katsoa vastaavan EU:n habitaattimanuaalin kuvausta tai poikkeavan siitä. Tasamaiden tulkinta laaja. Erityisesti tässä tulkinnassa yhteneväisyys EU:n habitaattimanuaalin kuvaukseen jakoi asiantuntijoiden mielipiteet Luhti-hankkeen työn aikana. Tulkintaa on sovellettu käytännössä.
Täydennys. Kaikkiin tulkintoihin tulisi katsoa kuuluvaksi lajiston perusteella (1-tulkinnan kriteerit) määriteltävät kohteet niiden sijainnista riippumatta.			

8.7. Ehdotukset hyvän tilan määrittämisen kriteereiksi

Tulkinnassa 1 ehdotetut hyvän tilan kriteerit ovat pääsääntöisesti samat kuin tunnistamiskriteerit: harjumetsille ominaisten piirteiden, kasvillisuuden ja lajiston perusteella rajattavat esiintymät ovat lähtökohtaisesti hyvässä tilassa (Taulukko 9). Tältä osin tulkintavaihtoehto vertautuu boreaaliin luonnonmetsiin (ks. luku 7).

Tulkinnoissa 2–4 tarkastelun lähtökohtana ovat harjumetsien eri ekologiset osa-alueet: valorinteet ja varjorinteet. Näille ehdotetaan kaksi rinnakkaista hyvän tilan kriteeristöä: a) mäntyvaltaisuus ja avoimuus, b) tai peitteisyys.

Natura-luontotyyppioppaan mukaan etenkin valoisille harjurinteille on usein luonteenomaista suhteellisen avoin puusto ja mäntyvaltaisuus (Airaksinen & Karttunen 2001). Näitä piirteitä tulisi tavoitella harjumetsien valorinteillä, etenkin sellaisilla kohteilla, joilla on avoimuudesta ja paahteisuudesta hyötyvää harjulajistoa, tai joilla pyritään edistämään näistä piirteistä hyötyvien lajien leviämistä. Ehdotetut raja-arvot mäntyvaltaisuudelle (> 70 %) ja latvuspeittävyydelle (< 70 %) ovat suuntaa antavia ja ne perustuvat osin luonnonsuojeluasetuksen harjumetsän

valorinne -luontotyyppin latvuspeittävyys raja-arvolle (60 %) ja osin asiantuntija-arviolle (mäntyvaltaisuus). Valorinteillä ovat mahdollisia myös täysin avoimet/puuttomat kohteet, esim. pienaukot, joissa avoimuus on perusteltua lajiston turvaamisen näkökulmasta. Mikäli metsää kasvatetaan myöhemmin normaalin tiheänä jää lajiston näkökulmasta saavutettava hyöty kuitenkin lyhytaikaiseksi. On myös huomattava, että useat harjulajit tarvitsevat menestyäkseen harvapuustoisuuden lisäksi ohuthumuksisuutta ja kivennäismaapaljastumia.

Koska valtaosa aiemmin paahteisista ja valoisista harjumetsistä on umpeenkasvaneita, ei mäntyvaltaisuuden ja avoimuuden ylläpitämisen tarvitse olla ainoa tavoite. Harjumetsät sisältävät runsaasti muita kuin mäntyvaltaisia metsiä sekä yleisemminkin metsiä, joissa ennallistaminen ja/tai luonnonhoito harjukasvillisuutta suosivaan suuntaan ei ole mielekästä esimerkiksi huonojen onnistumismahdollisuuksien takia. Peitteisyyden tavoitetta voitaisiin siten soveltaa lähtötilanteeltaan umpeenkasvaneilla tai esimerkiksi kuusivaltaisilla valorinteillä. Ehdotetut peitteisyyden raja-arvot pohjapinta-aloille noudattavat metsäasetuksessa (2013) esitettyä kasvatuskelpoisen puuston vähimmäismääriä, eikä niillä siis ole sen kummempia ekologisia perusteita. Peitteiseen metsänkäsittelyyn ohjataan myös Metsähallituksen ympäristöoppaassa, jossa edustavuudeltaan merkittäväksi arvioitujen harjumetsäkohteiden, kuten loivarinteiden ja käsiteltyjen harjujen kangasmetsien, käsittelymenetelmiä ovat poimintahakkuut ja pienalakasvatus runsaammalla säästöpuutoteutuksella (Thomssen ym. 2025).

Erityisen perusteltua peitteisyyden ylläpitäminen on harjujen varjorinteillä, jotka voivat olla esimerkiksi kuusivaltaisia. Peitteisellä metsänkäsittelyllä voidaan ylläpitää ja lisätä boreaalisille luonnonmetsille tunnusomaisia piirteitä, ja hyödyttää varjoisiin ja kosteisiin olosuhteisiin sopeutuneita lajeja. Mitä enemmän kohteella on lähtötilanteeltaan peitteisyyttä tai siihen sopeutuneita lajeja, sitä enemmän metsänkäsittelyä voitaisiin ohjata tähän suuntaan. Lähtötilanteeltaan täyspuustoisissa kohteissa myös käsittelemättömyys on suositeltava vaihtoehto, jolloin pitkän aikavälin tavoitteena on harjumetsän kehittyminen boreaaliseksi luonnonmetsäksi.

Luhti-työssä ei katsottu olevan perusteita esittää laajimman tulkinnan (tulkinta 4) mukaisille ns. tavallisille kangasmetsien tasamaille hyvän tilan kriteereitä. Haasteena oli, että niiden rooli ja merkitys luontotyyppin erityispiirteiden turvaamiseksi jäivät epäselväksi. Tasamaille ei ole mitään tunnettuja ekologisia erityispiirteitä ja niiden lajisto on harvoja häiriödynamiikasta johtuvia poikkeuksia lukuun ottamatta tavallista boreaalista kangasmetsälajistoa (kts. luku 8.5). On myös selvää, että tämän tulkinnan mukaisia tasamaita ei voida rinnastaa valo- ja varjorinteisiin ja niiden hyvään tilaan sellaisenaan. Halutessa tasamaiden hyvän tilan kriteerit voisivat olla valorinteille esitettyjä lievemmiä, esimerkkinä yli 60 % mäntyvaltaisuus. Myös peitteisyyden tavoitetta voitaisiin soveltaa tasamaille. On huomattava, että tällaiset hyvän tilan kriteerit ovat kuitenkin lähtökohdiltaan täysin keinotekoisia eivätkä ole harjumetsät-luontotyyppin kontekstissa erityisesti ekologisesti perusteltavissa.

Jäätikköjokimuodostumien metsille (tulkinta 4) ehdotetaan vaihtoehtoiseksi hyvän tilan kriteeriksi metsäpinta-alan säilyttämistä. Kriteeri on perusteltu, mikäli tulkinnan tavoitteena katsotaan olevan geologisten jäätikköjokimuodostumien metsien turvaaminen ilman tarkempia määrittelyjä ja lajistollisia tavoitteita. Tällöin ainoastaan metsäkatoon johtava toiminta olisi kiellettyä ja pääsääntöisesti kaikki metsänkäsittelytoimenpiteet olisivat mahdollisia. Metsien säilyminen metsinä (aukeat ja nuoret sukkessiovaiheet mukaan lukien) siis riittäisi.

Taulukko 9. Harjumetsien eri tulkintojen ehdotetut hyvän tilan määrittämisen kriteerit ja niiden raja-arvot.

Tulkinta	Kriteerit	Raja-arvot
Tulkinta 1. Ominaispiirteiden, kasvillisuuden ja lajiston perusteella määritellyt harjumetsät	Samat kuin tunnistamiskriteerit, ovat pääsääntöisesti hyvässä tilassa	
Tulkinta 2. Geologisin perusteiden määriteltyjen valorinteiden metsät (etelä- ja länsirinteet)	a) Mäntyvaltaisuus, avoimuus b) Peitteisyys	a) Mäntyvaltaisuus > 70 %, latvuspeittävyys < 70 % b) Pohjapinta-ala ES > 9 m ² /ha, P-S > 6 m ² /ha
Tulkinta 3. Geologisin perusteiden määriteltyjen harjujen metsät (sisältäen kaikki ilmansuunnat)	Kuten edellisessä kohdassa	Kuten edellisessä kohdassa
Tulkinta 4. Kaikki jäätikköjoki-muodostumien metsät	1. Varsinaisten harjujen valorinteet ja varjorinteet: kuten tulkinnoissa 2 ja 3 2. Kaikki jäätikköjokimuodostumat: metsäpinta-alan säilyminen	1. Kuten tulkinnoissa 2 ja 3 2. Metsälainsäädännön raja-arvot

8.8. Metsänkäsittelyt

Monet valoisiin, paahteisiin ja niukkoihin olosuhteisiin sopeutuneet harjulajit, kuten kangasajuruoho ja ahokissankäpälä, ovat pääsääntöisesti heikkoja leviäjiä ja niiden lisääntymisstrategia perustuu ennen kaikkea alueella säilymiseen (From 2005). Lajistokohteiden hoidon tavoitteena on paahteisten ominaispiirteiden lisääminen ja sitä kautta lajiston elinmahdollisuuksien parantaminen (Kittamaa ym. 2009, Lindberg & Arnkil 2023). Konkreettisia hoitotoimia ovat esimerkiksi varjostavan puuston poistaminen, humus- ja sammalkerroksen ohentaminen ja kivennäismaan paljastaminen laikuttamalla sekä kulutus. Toimia voidaan tehdä sekä luonnon-suojelualueilla että niiden ulkopuolisissa lajistokohteissa riippumatta siitä, sijaitseeko esiintymä esimerkiksi valorinteella vai tasamaalla (Taulukko 10).

Paahdeympäristöjen poltot ja kulotukset ovat erityisen tehokkaita tapoja saavuttaa pääosa hoidon tavoitteista (esim. Lindberg & Arnkil 2023). Kuten muistakin kulotuksista, poltosta hyötyy myös yleisemmin metsien palosidonnainen lajisto. Koska harjumetsät ovat usein pohjavesialueita, etenkin laajemman mittakaavan polttoja voi rajoittaa varovaisuusperiaatteen tukeutuva mahdollinen pohjavesien pilaantumisriski.

Tässä raportissa ehdotetun harjumetsien tulkinnan 1 mukaisia aktiivisia luonnonhoitotoimia tulisi edellyttää tulkintavaihtoehdosta riippumatta kaikissa lajistokohteissa, sillä ne ovat lajiston hyvän tilan saavuttamisen kannalta välttämättömiä (Taulukko 10). Resurssi-intensiivisiä hoitotoimia olisi kannattavaa kohdistaa etenkin kohteisiin, joissa harjulajeja tiedetään esiintyvän tai sellaisten lähialueille (esim. muutaman kilometrin säteellä). Mitä laajemmasta harjumetsien tulkintavaihtoehdosta on kyse, sitä keinotekoisempia ovat tässä raportissa ehdotetut käsittelyvaihtoehdot. Peitteinen metsänkäsittely ei varsinaisesti turvaa harjumetsien

erityispiirteitä ja ominaista harjulajistoa, toisin kuin tulkinnan 1 ehdotetut luonnonhoidon toimenpiteet.

Taulukko 10. Harjumetsien eri tulkintojen mukaiset mahdolliset metsänkäsittelyt.

Tulkinta	Käsittelyiden tavoite	Toimenpiteet
Tulkinta 1. Ominaispiirteiden, kasvillisuuden ja lajiston perustella määritellyt harjumetsät	Harjumetsien ominaispiirteiden parantaminen ja lajiston turvaaminen	Avoimuutta ylläpitävät tai lisäävät hakkuut, maanpinnan paljastaminen, kulotukset
Tulkinta 2. Geologisin perustein määriteltujen valorinteiden metsät (etelä- ja länsirinteet)	Joko riittävän avoimuuden tai peitteisyyden ylläpito	Sellaiset toimenpiteet, joissa hyvän tilan raja-arvot säilyvät sekä vaihtoehto 1:ssä esitetyt toimenpiteet
Tulkinta 3. Geologisin perustein määriteltujen harjujen metsät (sisältäen kaikki ilmansuunnat)	Kuten edellisessä kohdassa	Kuten edellisessä kohdassa
Tulkinta 4. Kaikki jäätikköjokimuodostumien metsät	1. Varsinaiset harjut, kuten tulkinnoissa 2 ja 3 2. Kaikki jäätikköjokimuodostumat: Metsänä säilyttäminen	1. Kuten tulkinnoissa 2 ja 3 2. Kaikki jäätikköjokimuodostumat: Metsälainsäädäntöä noudattavat hakkuut
Täydennys. Tulkinnan 1 mukaisia toimenpiteitä tulisi edellyttää kaikissa lajistollisesti arvokkaissa kohteissa tulkinnasta riippumatta.		

Harjulajistoa voidaan turvata käsittelymenetelmiä mukauttamalla ja täydentämällä myös talousmetsissä esimerkiksi kohdennetuilla puuston harvennuksilla, pienaukoilla ja äestämällä (Taulukko 11). Myös metsätalouden tai muun maankäytön yhteydessä syntyneiden ns. korvaavien elinympäristöjen (uuselinympäristöjen), kuten hiekan- ja soranottoapaikkojen, metsäteiden pientareiden sekä puutavaran varastopaikkojen, ylläpidolla ja hoidolla voi olla suuri merkitys uhanalaistuneiden harjumetsien lajien turvaamisessa (Lindberg & Arnkil 2023).

Taulukko 11. Metsätaloustaloudessa olevien harjumetsien lajistokohteiden (ns. paahdelajien) hoidon peruseriaatteita hyvän tilan saavuttamiseksi.

Metsätaloustaloudessa olevien harjumetsien lajistokohteiden hoidon peruseriaatteita hyvän tilan saavuttamiseksi.	
Metsänuudistaminen	- Kivennäismaan kevyt paljastaminen esim. äestämällä (tavoite esim. 20–50 % avointa pintaa) - Kulotukset ja poltot - Tarvittaessa lajiston siirtoistutukset/palautukset
Taimikonhoito	- Taimikonharvennukset aikaistettuna, jolloin vältetään tiheikkövaihe
Myöhemmät metsänkäsittelyt	- Puuston avoimuuden lisääminen, harvapuustoisena kasvattaminen läpi kiertoajan - Mäntyvaltaiseksi kehittäminen, yksittäisten (suurten) arvokkaiden lehtipuiden säästäminen - Ominaispiirteitä lisäävät hakkuut (esim. pienaukkohakkuut, siemenpuuhakkuut) ja lajistokohteiden avoimena pitäminen - Vanhojen ja järeiden puiden (mäntyjen) suosiminen säästöpuina - Maa- ja pystylahopuun (etenkin mäntykelot) säästäminen, lahopuun tuottaminen (esim. tyvipöllit ja tekopöökkelöt) - Hakkuutähteiden keruu ja poisvienti/poltttaminen
Korvaavat elinympäristöt (esim. metsätienpienareet, puutavaran varastopaikat)	- Avoimuuden ja paahteisuuden ylläpitäminen ja laajentaminen esim. puutavaran varastopaikkoja ja metsäautoteiden kääntöpaikkoja laajentamalla. - Puuston varjostuksen vähentäminen metsätienpienareiden lajistokohteissa. - Metsittymisen estäminen esimerkiksi silloin, kun alueen varsinainen käyttö ei enää ylläpidä avoimuutta.

Paahdeympäristöjen turvaamista talousmetsissä kuvataan melko kattavasti metsänhoidon suosituksissa (Metsänhoidon suositukset, Paahdeympäristöt). Sen sijaan varjorinteiden ja tasamaiden metsänkäsittelyyn liittyviä ohjeistuksia ei suosituksissa ole, kuten ei myöskään harjumetsät-direktiiviluontotyypin tunnistamista tukevia osuuksia. Harjurinteiden kuivien lehtojen hoitoon voidaan soveltaa metsänhoidon suositusten käsittelysuosituksia kuiville lehdoille (Metsänhoidon suositukset, Lehdot). Harjumetsien lehtojen hoidossa tulisi pyrkiä turvaamaan kuivien lehtolajien vaatima avoimuus ja lämpö. Kuivien lehtojen puusto pidetään koko kiertoajan harvana ja hakkuissa suositaan etenkin mäntyä ja lehtipuustoa. Kuusen osuus pidetään mahdollisimman vähäisenä.

Kuten muuallakin talousmetsissä, myös harjumetsissä talousmetsien luonnonhoidon toimet, kuten vanhojen puiden (harjumetsissä erityisesti aihkimännyt) sekä kuolleen pysty- ja maa-puun turvaaminen ovat erittäin suositeltavia. Paahdeympäristöissä etenkin kelot ja järeät mäntymaapuut tarjoavat elinmahdollisuuksia monille uhanalaistuneille hyönteisille ja kääville. Paahteisten paikkojen järeissä maamännyissä viihtyvät esimerkiksi uhanalaistuneet kovakuoriaiset nahkuri (*Tragosoma deorsum*) ja veriseppä (*Ampedus sanguineus*) (Hyvärinen ym. 2019).

Peitteisellä metsänkäsittelyllä voidaan turvata harjumetsien peitteisyyteen ja varjoisaan ja/tai kosteaan pienilmastoon sopeutuneita lajeja, joita voi olla etenkin täyspuustoisissa harjumetsäkohteissa. Tällaisissa kohteissa, esimerkiksi varjorinteillä, voitaisiin peitteisillä käsittelyillä ylläpitää ja lisätä luonnonmetsien ominaispiirteitä, kuten vanhoja ja järeitä puita, eri-ikäisraken-teista puustoa, sekä lahopuustoa ja lahopuujatkumoa.

Potentiaalisia metsänkäsittelyjen ulkopuolelle rajattavia kohteita harjumetsissä ovat:

- Boreaalisten luonnonmetsien (9010) kriteerit täyttävät kohteet
- Metsäpalon jälkeen luontaisesti kehittyneet metsät (sukcession vaiheesta riippumatta), jotka eivät jäävän puuston osalta täytä (esim. luontaisista syistä) luonnonmetsien kriteereitä
- Luontaisesti vähäpuustoiset ja vanhat mäntymetsät
- Pienvedet, kuten purot, norot ja lähteet
- Suot ja niiden reunavyöhykkeet
- Supat; erityisesti syvät, varjoiset ja pienilmastoltaan kosteat/viileät
- Kohteet, joissa on varjoisaan ja/tai kosteaan pienilmastoon sopeutuneita lajeja.

Sellaisissa harjumetsät-luontotyyppin kohteissa, joissa ei ole tunnistettu erityisiä luontoarvoja tai potentiaalia niiden kehittämiseen, ei ole välttämättä perusteita ehdottaa tavanomaisesta metsätaloudesta poikkeavia metsänkäsittelyitä. Natura-inventointiohjeen (Syke & Metsähallitus 2020) tulkinnan mukaiset tasamaan harjumetsät ovat todennäköisesti valtaosin tällaisia kohteita. Kuitenkin Metsähallituksen ympäristöoppaan (Thomssen ym. 2025) mukaan Natura-alueiden käsittelyissä ja tasaikäisissä tasamaan metsissä käytetään säästöpuuhakkuuta (säästöpuita vähintään 20 m³/ha) siemenpuuhakkuuna tai jotakin muuta peitteistä hakkuutapaa, eikä avohakkuita tehdä harjumetsissä ollenkaan. Toimilla pyritään todennäköisesti huomioimaan harjumetsien maisema- ja virkistyskäyttöön liittyviä näkökohtia sekä yleisesti nostamaan harjumetsien talousmetsien luonnonhoidon tasoa.

8.9. VMI-aineiston hyödyntäminen arvioinnissa

Seuraavat kappaleet perustuvat vuoden 2025 luontodirektiivin mukaisen suojelutasoarvioinnin kansallisiin muistiinpanoihin (Suomen ympäristökeskus 2025). Luontotyyppin rajaamiseen käytettiin Geologian tutkimuskeskuksen (GTK) jäätikkösyntyiset maaperämuodostumat -aineistoa (GTK 2023a), jonka valituista muodostumaluokista on koostettu Suomen ympäristökeskuksessa oma paikkatietoaineisto (Kartano 2024, Suomen ympäristökeskus 2025). GTK:n aineistosta otettiin mukaan muodostumaluokat, jotka vastaavat geologin arvion mukaan parhaiten luontotyyppin rajaamisessa keskeisiä glasifluvialisia muodostumia. Harjumuodostumiksi tulkittiin erilaiset harjut (karkearakeiset harjuytimet ja harjuhiekat), saumaharjut ja erilaiset jäätikön reunan jäätikköjokimuodostumat (deltat, sandurit ja jäätikön reunamuodostuman proksimaaliosat). On huomattava, että harjumuodostumiin lukeutuu siis muitakin glasifluvialisia muodostumia kuin pelkät pitkittäisharjut. GTK:n muodostuma-aineistosta poistettiin alpiininen sekä tunturialue, sillä harjumetsät-luontotyyppiä esiintyy määritelmän mukaan Suomessa vain boreaalisella vyöhykkeellä. Harjumuodostuma-aineistoa leikattiin Suomen ympäristökeskuksessa Suomen metsäkeskuksen metsänpeite- ja puustoaineistoilla (Metsäkeskus 2024a, 2024b), ja näin saatiin näihin paikkatietoaineistoihin pohjaten tuotettua arvio harjumetsät-luontotyyppin esiintymisalueesta (nk. harjumetsämaski, Kartano 2024). Luontotyyppin esiintymisalueen kokonaispinta-alaksi arvioitiin 702 000 hehtaaria. Pinta-ala oli sama jo ensimmäisessä luontodirektiivin mukaisessa suojelutasoarvioinnissa vuonna 2007, ja esiintymisalueen pinta-ala on pysynyt siitä asti samana (700 000 ha).

Harjumetsien valorinteiden, varjorinteiden ja tasamaiden erottaminen tehtiin harjumetsämaskia ja korkeusmallia hyödyntäen. Valorinteiden osalta (joka on myös luontotyyppien uhanalaisuuden arvioinnissa erotettu oma luontotyyppinsä) rinteen kaltevuudelle käytettiin raja-arvoa

5 %. Sama raja-arvo on käytössä em. LuTU-tyyppin ”harjumetsien valorinteet” sekä luonnon-suojelulain suojellun luontotyyppin ”harjumetsien valorinteet” rinteiden kaltevuuden määrittelyssä (Luonnonsuojelulaki 2023). Ekspositioksi määritettiin valorinteilla kaakko-länsisuuntaiset rinteet, 135–270 astetta. Vastaavasti ekspositioon ja rinteiden jyrkkyyteen nojaten voitiin erottaa varjorinteet ja loput harjumetsämaskissa jäljelle jäävät harjumuodostumat tulkittiin tasamaiksi. Valorinteiden pinta-alaksi saatiin 155 100 hehtaaria, varjorinteiden pinta-alaksi 255 400 hehtaaria ja tasamaiden pinta-alaksi 291 500 hehtaaria. Jaottelua ekologiin osa-alueisiin hyödynnettiin luontotyyppin esiintymisalueen laadun arvioinnissa (erikseen valorinteet sekä varjorinteet ja tasamaat) (Suomen ympäristökeskus 2025).

Vuoden 2025 suojelutasoarvioinnissa käytettiin Metsähallituksen SAKTI-biotooppikuvioaineistoa. SAKTI sisältää inventointitietoja lähes yksinomaan suojelualueilta. Hyvään pinta-alaan luettiin niiden harjumetsiksi (9060) määritettyjen kuvioiden kokonaispinta-ala, joilla luontotyyppin edustavuus oli arvioitu erinomaiseksi (10), hyväksi (20, 21, 22, 23) tai merkittäväksi (31, poikkeama luontaisten syiden aiheuttama). Tällaisia harjumetsiä oli 12 100 hehtaaria eli noin 24 % SAKTI:n harjumetsäbiotooppikuvioiden pinta-alasta.

Koska SAKTI:n aineisto rajautuu vain suojelualueille, ja suurin osa (> 90 %) harjumetsistä sijaitsee suojelualueiden ulkopuolella, harjumetsät-luontotyyppin hyvässä, ei-hyvässä ja tuntemattomassa tilassa olevan pinta-alan arvioinnissa tärkeimmäksi aineistoksi muodostui VMI-aineisto. Syken tuottaman harjumetsämaskin ansiosta oli mahdollista eritellä ekologisten osa-alueiden (valorinteet ja varjorinteet sekä tasamaat) omiksi paikkatietoaineistoiksi, ja VMI-laskentoihin oli näin mahdollista valikoida mukaan vain ne VMI-laskentapistet, jotka osuivat harjumuodostumien päälle. Erilaisia VMI-muuttujien kautta saatavia tietoja oli näin mahdollista tarkastella erikseen harjumetsien valorinteilla ja varjorinteilla sekä tasamailla. Poimintakriteerejä mietittiin yhdessä myös Luonnonvarakeskuksen asiantuntijoiden kanssa syksyllä 2024. Tärkeimmäksi muodostui VMI:n kolmiosainen luonnontilaisuusmuuttuja (puuston rakenne, lahoppuujatkumo ja ihmisen toiminta -muuttujat) (Taulukko 12).

Harjumetsien valorinteiden osalta luonnontilaisuusmuuttujan käyttäminen on haastavaa, ja suurin osa valorinteiden pinta-alasta arvioitiin siksi tuntemattomaan tilaan. Ollakseen hyvässä tilassa valorinnekohde voi tarvita käsittelyä, esimerkiksi puuston poistoa. Luontotyyppin hyvän tilan piirteiden arvioitiin toteutuvan tapauksissa, joissa puuston rakenne on luonnontilainen tai luonnontilaisen kaltainen (luokka 0). Hyvässä tilassa olevaa pinta-alaa oli valorinteilla yhteensä 5 800 hehtaaria eli 4,2 % harjumetsien valorinteiden kokonaisalasta.

Myös harjumetsien varjorinteiden ja tasamaiden arvioinnissa käytettiin luonnontilaisuusmuuttujaa. Varjorinteiden ja tasamaiden osalta hyvässä tilassa olevaa pinta-alaa oli yhteensä 29 900 hehtaaria, kun tarkastelu tehtiin puuston rakenne ja lahoppuujatkumo muuttujien perusteella. Tämä vastaa 6 % kaikkien varjorinteiden ja tasamaiden kokonaisalasta. ”Ihmisen toiminta” osamuuttujan perusteella hyvään pinta-alaan luettiin tapaukset, joissa ihmisen toiminta ei ollut havaittavissa tai se oli lievää (luokka 0) tai ihmisen toiminta ja sen vaikutukset olivat ”keskinkertaisia” (luokka 1). Näitä hakukriteerejä käyttäen hyvää pinta-alaa oli yhteensä 44 600 hehtaaria eli 9 % varjorinteiden ja tasamaiden kokonaisalasta (Suomen ympäristökeskus 2025).

Taulukko 12. Vuonna 2025 tehtyä luontodirektiivin mukaista suojelutasoarviointia varten määritellyt poimintakriteerit, joiden avulla harjumetsät ja hyvässä tilassa oleva harjumetsät haettiin VMI-aineistosta.

Poimintakriteeri	Kuvaus		
Tunnistaminen			
Tunnistamisessa mukana Suomen ympäristökeskuksen harjumetsämaskista poimitut alueet (metsäiset, glasifluviaaliset muodostumat)			
Maaluokka	Metsämaa, kitumaa, joutomaa		
Pääloukka	Kangas		
Hyvän tila			
Harjumetsien osa-alue	Valorinteet	Varjorinteet	Tasamaat
Luonnontilaisuus -Puusto ja lahoppu	Puusto luonnontilainen tai luonnontilaisen kaltainen	Puusto luonnontilainen/luonnontilaisen kaltainen ja lahoppuuta runsaasti suhteessa kasvu- paikan puuntuotoskykyyn	
-Ihmisen toiminta		Ei juurikaan merkkejä ihmisen toiminnasta, merkkejä lievistä ihmistoiminnasta	

Taulukossa 13 on esitetty harjumetsien eri osa-alueiden pinta-alan arviot VMI13-aineiston mukaan ottaen huomioon päällekkäisyydet boreaalinen luonnonmetsä ja lehdot - luontotyyppien kanssa. Päällekkäisyydet harjumetsän eri osa-alueiden ja boreaalisen luonnonmetsän tai lehdon kanssa ovat suhteellisen vähäisiä.

Taulukko 13. Harjumetsien eri osa-alueiden (valorinteet, varjorinteet, tasamaat) pinta-alat (ha) puuntuotannossa ja puuntuotannon ulkopuolisilla alueilla huomioiden päällekkäisyydet boreaalisen luonnonmetsä- ja lehto-luontotyyppien kanssa. Boreaalisen luonnonmetsän määritelmässä on käytetty LuTU-arvioinnin mukaisia ikärajoja.

Harjumetsien osa-alue	Maankäyttö	Ei päällekkäisyyttä	Päällekkäisyys		Yhteensä
			Boreaalinen luonnonmetsä	Lehto	
Valorinteet	Ei puuntuotannossa	15 100	3 300	300	18 700
	Puuntuotannossa	118 700	800	1 500	121 000
	Yhteensä	133 800	4 100	1 800	139 700
Varjorinteet	Ei puuntuotannossa	25 300	4 700	0	30 100
	Puuntuotannossa	200 300	2 600	3 900	206 800
	Yhteensä	225 600	7 300	3 900	236 800
Tasamaat	Ei puuntuotannossa	13 600	7 700	0	21 300
	Puuntuotannossa	235 800	0	800	236 600
	Yhteensä	249 400	7 700	800	257 900

Suojelutasoarvioinnissa ei hyödynnetty VMI:sta saatavaa tietoa koelakuvioiden puustosta tai maaperästä. Taulukossa 14 on tarkasteltu suojelutasoarvioinnin harjumetsien eri osa-alueiden (valorinteet, tasamaat, varjorinteet) jakautumista vallitsevan puulajin mukaan. Osa-alueesta riippuen 13–24 % suojelutasoarvioinnin mukaisista harjumetsistä on muita kuin mäntyvaltaisia metsiä. Taulukossa 15 on tarkastelu maalajin raekoon mukaan. Suojelutasoarvioinnin mukaisista metsistä valtaosa on maalajin raekooltaan keskikarkeita (karkeaa hietaa tai hienoa hiekkaa). Karkeita maalajeja (karkea hiekka tai sora) on vain 6–7 % suojelutasoarvioinnin

mukaisista harjumetsistä. Tässä selvityksessä maaperän raekoon todettiin olevan huono harjumetsien tunnistamiskriteeri, koska harjumetsiin kuuluu maaperän keskiraekoolta erilaisia alueita.

Taulukko 14. Suojelutasoarvioinnin mukaisten harjumetsäosa-alueiden pinta-alat (ha) vallitsevan puulajin mukaan.

Puulaji	Valorinne	Tasamaa	Varjorinne
Joutomaa	0	300	700
Puuton uudistusala	900	3 400	2 800
Mänty	113 000	179 900	223 900
Kuusi	17 500	36 000	20 600
Muu havupuu	0	0	1 100
Lehtipuu	8000	17 20000	8 700
Yhteensä	139 700	236 800	257 900

Taulukko 15. Suojelutasoarvioinnin mukaisten harjumetsäosa-alueiden pinta-alat (ha) maaperän keskiraekoon mukaan.

Raekoko	Valorinne	Tasamaa	Varjorinne
Kallio, kivikko	1 100	1 600	900
Hieno	11 200	22 500	22 200
Keskikarkea	117 900	199 600	220 500
Karkea	9 500	13 200	14 400
Yhteensä	139 700	236 800	257 900

Taulukossa 16 on tarkastelu harjumetsän osa-alueiden pinta-alaa puuston tiheyden mukaan. Hyvin harvapuustoisia (alle 200 runkoa/hehtaari) on 3–4 % suojelutasoarvioinnin mukaisista harjumetsistä ja harvapuustoisia (200–399 runkoa/hehtaari) on 19–20 %. Puuston tiheys on arvioitu puuston pohjapinta-alan ja keskiläpimitan perusteella. Taimikot, kitumaat ja puuton ala (avohakkuualat ja joutomaat) on esitetty omina luokkinaan.

Taulukko 16. Suojelutasoarvioinnin mukaisten harjumetsäosa-alueiden pinta-alat (ha) puuston tiheysluokan (runkoa/ha) mukaan.

	Puuton	Kitumaa	Taimikko	Puuston tiheysluokka						Yhteensä
				Alle 200	200–399	400–599	600–799	800–999	1000+	
Valorinteet										
Suojelualue	0	400	0	2 600	7 600	3 300	2 400	1 200	1 100	18 700
Puuntuotannossa	900	300	23 200	2 200	21 500	23 700	15 700	9 700	23 800	121 000
Kaikki	900	800	23 200	4 800	29 200	26 900	18 100	11 000	24 900	139 700
Varjorinteet										
Suojelualue	0	1 600	2 200	3 400	11 200	5 800	2 300	1 400	2 100	30 100
Puuntuotannossa	3 700	0	35 800	4 800	35 900	57 500	28 600	10 900	29 500	206 800
Kaikki	3 700	1 600	38 100	8 100	47 100	63 300	30 900	12 200	31 700	236 800
Tasamaat										
Suojelualue	700	0	0	3 500	9 100	4 300	400	1 100	2 200	21 300
Puuntuotannossa	2 800	300	49 300	7 800	40 900	50 400	30 000	16 300	38 600	236 600
Kaikki	3 500	300	49 300	11 300	50 100	54 700	30 500	17 500	40 700	257 900

Nykyisen VMI:n koeala-aineiston soveltuvuus harjumetsien luontotyyppin tunnistamiseen ja kokonaismäärän arviointiin riippuu siitä, mitä määritelmää luontotyyppille käytetään. Jos käytetään luvussa 8.6 esiteltyä suppeinta määritelmää (Tulkinta 1), nykyinen VMI-aineisto ei sovellu näiden tunnistamiseen, koska aineistossa ei ole tietoa harjukasvillisuuden esiintymisestä. Jos määritelmä on tätä laajempi ("Geologiset valorinteet" tai "Geologiset harjut ja niiden välittömät ympäristöt" tai "Kaikki glasifluviaaliset muodostumat kasvillisuudesta ja puustosta riippumatta"), nykyinen VMI-aineisto on käyttökelpoisempi, koska silloin aluerajaus saadaan paikakatietoaineistosta ja VMI-koealatiedosta tarvitaan ainoastaan tieto maankäytöstä. Harjumetsien tilan arviointiin nykyinen VMI:n aineisto ei sovellu kovin hyvin, sillä kriteereitä ei ole ollut kuvattuina eikä niitä ole voitu liittää VMI:n kuviotunnuksiin.

Kehittämistarpeet:

- VMI:iin on lisättävä harjumetsä-luontotyyppin tai sen hyvän tilan puusto- ja kasvillisuus-kriteerit sellaisina kuin ne ohjeistetaan tulkinnassa tämän raportin jälkeen. Jos kriteereihin kuuluu esimerkiksi puuston tietty latvuspeitto tai tiettyjen kenttäkerroksen kasvien esiintyminen, näitä tunnuksia ei nykyisessä VMI:ssä ole.
- Hyvän tilan kriteerit ovat niin ikään liitettävissä VMI:n tunnuksiin sen jälkeen, kun kriteerit on kuvattu.

9. Lehdot (9050)

9.1. Kuvaus EU:n habitaattimanuaalin mukaan

EU:n habitaattimanuaalin kuvaus boreaalisista lehdoista on käännetty suomeksi Natura-luontotyyppioppaassa (Airaksinen & Karttunen 2001), ja tämä kuvaus esitetään alla. Natura-luontotyyppioppaassa ei ole mainittu sen habitaattimanuaalin julkaisuvuotta, johon käänнос perustuu. Mikäli käänнос poikkeaa vuonna 2013 julkaistun EU:n habitaattimanuaalin kuvauksesta (Liite 1), lisäykset on alleviivattu ja poikkeamia on kommentoitu kussakin kohdassa hakasluissa.

Kuvaus: *Lehtoja on boreaalisen vyöhykkeen ravinteisilla multamailla. Usein laaksoissa, ravinneissa ja rinteillä, joissa maalaji on hienojakoista ja veden saatavuus hyvä. Kuusi on yleisin puulaji, mutta lehtipuiden osuus on myös usein merkittävä. [Habitaattimanuaalin mukaan tämän kasvillisuustyyppin sukkessio johtaa normaalisti kuusen vallitsevuuteen puustossa.] Korkeat ruohot ja saniaisat vallitsevat, mutta lajisto vaihtelee suuresti Fennoskandian eri osissa. Lehtoja luonnehtii kerroksellinen kasvillisuus: pohjakerros on aukkoinen, vain osittain sammalien peitossa, ruohot ja heinät vallitsevat kenttäkerroksessa ja pensas- ja puustokerros ovat runsaslajisia. Boreaalisista lehdoista on kuvattu lukuisia eri lehtokasvillisuustyyppijä, joiden pääryhmät ovat kuivat, tuoreet ja kosteat lehdot. [Puuttuu habitaattimanuaalissa oleva kuvauksen viimeinen lause: Joskus pohjavesi virtaa lähellä maanpintaa, mikä synnyttää erityisen lajirikkaan "kostean metsän" kasvilajiston ja selkärangattoman lajiston].*

9.2. Luontodirektiivin mukainen suojelutasoarviointi

Luontodirektiivin luontotyyppi lehdot (9050) esiintyy sekä EU:n boreaalisella että alpiinisella vyöhykkeellä. Luontotyyppiin sisältyvät kaikki lehdot puulajista riippumatta, lukuun ottamatta luontodirektiivin raviini- ja rinnelehtoja (9180) ja jalopuumetsiä (9020) sekä harjumetsien (9060) rinteiden kuivia lehtoja.

Luontotyyppin suojelutaso on viimeisimmän eli vuoden 2025 luontodirektiivin suojelutasoarvioinnin mukaan epäsuotuisa-huono (U2) ja kehityssuunta on vakaa. Keskeisimmät suojelutasoarvioinnissa raportoidut uhkatekijät ovat mm. metsätalouden aiheuttamat puulajisuhteiden muutokset, vanhojen metsien ja puiden väheneminen, lahoppuun väheneminen ja maanmuokaus. Valtaosa lehdoista on metsätaloustoimien piirissä. Myös vieraslajien leviäminen ja kuusettuminen ovat uhkatekijöinä eteläboreaalissa vyöhykkeellä.

Vuoden 2025 suojelutasoarvioinnissa lehtojen pinta-alaa arvioitiin valtakunnan metsien inventointiaineiston (VMI), Suomen metsäkeskuksen metsävara-aineiston, Metsähallituksen suojelualueiden biotooppikuvioaineiston (SAKTI 2025) avulla sekä Ahvenanmaan maakuntahallituksen (2024) tietojen avulla (Suomen ympäristökeskus 2025, ks. luku 9.7).

9.3. Luhti-hankkeen työpajojen tulokset

Luontodirektiivin lehtojen määritelmässä keskeisenä tunnistettavana kriteerinä on lehdoille ominainen maalaji (European Commission 2013, Airaksinen & Karttunen 2001). Hankkeen alkuvaiheessa tunnistettiin luontotyyppin rajaamiselle oleelliseksi se, miten organisen kerroksen laatu määritetään maastossa. Multakerros voi olla hyvin ohut tai esiintyä kohteella

mosaiikkimaisesti, jolloin orgaaninen kerros voidaan tulkita virheellisesti kangashumukseksi. Virheen todennäköisyys voi kasvaa pohjoisissa lehdoissa, joissa ruskomaannosta esiintyy luontaisesti vähemmän kuin etelässä (Tamminen 2009). VMI-mittauksissa kasvupaikkatyyppi määritetään koealan metsikkökuviolle ja orgaanisen kerroksen laatu määritetään 9 m säteisen koealan määritystä pisteistä. Tämä voi aiheuttaa sen, että vaikka kuviolla keskimäärin orgaaninen kerros olisi multaa, koealan mittauskohdissa multakerrosta ei ole (tai päinvastoin).

Luontotyyppin tunnistamiseksi ja rajaamiseksi lehdon ja lehtomaisen kankaan rajan määrittely on tärkeää. Tunnistamiseen liittyy olennaisesti myös lehtojen ilmentäjälajisto eli lehtotyypeille tyypilliset lajit. Lehtokasvillisuuden suunnaton kirjo tekee tämän kuitenkin paikoin haastavaksi. Esimerkiksi tuoreet runsasravinteiset lehdot erotetaan tuoreista keskirasvinteisistä lehdoista vaatelioiden lehtokasvien läsnäolon perusteella (Hotanen ym. 2018). Kosteaa runsasravinteisen lehdon ja kuivan keskirasvinteisen lehdon väliset lajistolliset erot ovat vielä äärimmäisiä. Vaateliaan lehtokasvillisuuden läsnäoloa ei kuitenkaan voi käyttää pakollisena tunnistamiskriteerinä tai edustavuuden indikaattorina, sillä on olemassa lehtoja, joissa ei luontaisesti esiinny vaateliaita lehtolajeja.

Hankkeen työpajakeskusteluissa ehdotettiin, että luontotyyppin rajaamiseen käytettävät kriteerit voisivat olla sellaisia, jotka soveltuvat kaikille lehdoille. Alueellisuutta voisi huomioida tarkennuksin, esim. eliömaantieteellisille vyöhykkeille erikseen, tai laadullisin kuvauksin esim. eri lehtotyypeille. Työpajassa pohdittiin, että hyvää tilaa voitaisiin tarkastella metsikkökuviossa, ei laajoilla esim. kymmenien hehtaarien lehtokokonaisuuksilla.

Kesäkuun laajemmassa asiantuntijatyöpajassa ehdotettiin hyvän tilan kriteereiksi lehtotyypeille ja alueelle luonteenomaista kasvillisuutta, luontaista puulajivalikoimaa, monipuolisuutta, lehtopensaita, kerroksellista puustoa ja lahoppuustoa. Työpajassa nousi esiin myös kuusen rooli lehdoissa: Suomessa on kyse nimenomaan boreaalisista lehdoista, joissa luontainen sukkessio etenee usein kohti kuusivaltaisuutta ja näin ollen kuusilehtojen todettiin olevan tärkeitä monimuotoisuudelle, vaikka esim. niiden putkilokasvilajisto olisikin hyvin niukkaa.

Kriteerien osalta esitettiin ajatus, että lehdoille voitaisiin määrittää muutama pakollinen kriteeri ja laajempi joukko hyvän tilan kriteerejä, joista voisi toteutua x määrä kohteella. Vaihtoehtoisia kriteerejä voisi olla myös eri määrä eri osissa Suomea ja lehtotyypeillä.

Lehtojen esiintyminen vaihtelee luontaisesti suuristakin yhtenäisistä kuvioista selvästi pienempiin, jopa neliömetrin-aarin suuruisiin laikkuihin, sekä mosaiikkimaisiin lehtoesiintymiin. Pienimmän mahdollisen lehtoesiintymän määrittämistä pohdittiin sekä hankkeen sisäisessä työpajassa että kesäkuun asiantuntijatyöpajassa. Minimikooksi nousi useimmin esille 0,1 ha, joka on metsävaratiedoissa pienin mahdollinen kuviokoko. Selkeää johtopäätöstä kuvion minimipinta-alasta ei muodostettu, mutta esillä oli ehdotuksia 0,1–0,25 ja 0,5 ha välillä; asiantuntijajärjestelmien mukaan ainakin Pohjois-Suomessa tulisi käyttää pienintä mahdollista pinta-alaa. Pohjois-Suomessa ehdotettiin rajattavaksi myös mosaiikkikuvioita, joissa lehdon ja lehtomaisen kankaan laikut vuorottelevat. Lisäksi mainittiin, että lehtokasvillisuutta pitäisi olla vähintään tai yli puolet mosaiikkikuvion pinta-alasta.

Erityisesti kesäkuun työpajassa nousivat esiin myös metsitetyt ja metsittyvät pellot sekä niiden rajaaminen osaksi luontotyyppiä. Työpajassa painotettiin, että luontotyyppin tunnistamiskriteerien tulee olla mahdollisimman yksinkertaisia ja esim. tietyn aikarajan asettaminen sille, kuinka entisen pellon on pitänyt olla pois viljelykäytöstä, ei ole käytännössä toimiva kriteeri.

Työpajassa ehdotettiin, että metsitetty tai metsittyvä pelto voitaisiin lukea osaksi luontotyyppiä, mikäli kohteella olisi merkittävästi lehtokasvillisuutta.

Metsänkäsittelyistä keskusteltiin, että talousmetsien direktiivilehdoissa voisi olla sellainen metsätalous mahdollista, joka säilyttävää hyvän tilan vähimmäiskriteerit. Esimerkiksi maanmuokkauksen ei arveltu olevan välttämättä mahdollista kaikkialla lehdoissa. Työpajassa myös mainittiin, että toimenpiteet tulisi toteuttaa talviaikaan lintujen pesimäajan ulkopuolella, koska lehdot ovat merkittävä elinympäristö useille lintulajeille ja niitä voitaisiin turvata etenkin direktiivilehtojen käsittelyillä.

9.4. Ehdotukset tunnistamiskriteereiksi

Lehtoja ovat kivennäismaan metsissä olevat alueet, joilla maalaji on multaa tai mullasta ja kasvupaikkatyyppi lehto (kivennäismaan lehdot) (Taulukko 17). Luontodirektiivin lehtoihin luetaan Natura-luontotyyppioppaan mukaan myös turvemaalla olevat lehtokorvet (Airaksinen & Karttunen 2001). Sekä ohut- että paksuturpeiset lehtokorvet kuuluvat tähän tyyppiin. Vaateliaan lehtokasvillisuuden läsnäoloa ei edellytetä, sillä vaateliaita lehtokasveja jo lähtökohtaisesti on vain osassa lehtotyyppijä (Hotanen ym. 2018). Lehtoihin voi myös sisältyä esimerkiksi varjostuksen vuoksi aluskasvillisuudeltaan hyvin niukkoja kohteita. Toisaalta pelkkä lehtokasvillisuuden läsnäolokaan ei vielä tee lehtoa, vaan vaaditaan edellä mainittu lehdolle ominainen maaperä. Myös metsittynyt pelto voi olla lehto, jos se on sitä ravinteisuustasoltaan ja jos lehtokasvillisuus on vallitsevaa (Airaksinen & Karttunen 2001).

Lehdot (9050) ei sisällä luontodirektiivin raviini- ja rinnelehtoja (9180) ja jalopuumetsiä (9020) (Airaksinen & Karttunen 2001). Myöskään harjunrinteiden kuivat lehdot eivät kuulu luontodirektiivin lehtoihin, vaan ne luetaan harjumetsiin (9060). Lehtomaiset hakamaat kuuluvat luontotyyppiin hakamaat ja kaskilaitumet (9070). Lehto (9050) voi olla laidunnettu (ellei se täytä hakamaiden ja kaskilaitumien kriteerejä).

Lehdot (9050) voivat olla päällekkäinen luontotyyppi maankohoamisrannikon primäärisukkesiovaiheiden luonnontilaisten metsien (9030) kanssa, ja merenrantojen lehdot luetaankin lehtojen (9050) ohella kuuluviksi primäärisuknessiometsiin (9030) niiden täyttäessä kyseisen luontotyyppin määritelmän (Airaksinen & Karttunen 2001). Lehdot (9050) voivat esiintyä päällekkäisinä myös harjusaarten (1610) sekä ulkosaariston luotojen ja saarten (1620) kanssa.

Asiantuntijatyöpajan keskusteluihin pohjautuen lehtojen minimikooksi päädyttiin ehdottamaan 0,25 ha. Jos minimikoko olisi pienempi, esim. 0,1 ha, mukaan tulisi runsaasti hyvin pieniä metsikkökuvioita. Pienimmistä kohteista arvokkaimmat ovat metsälakikohteita (Metsänhoidon suositukset, Lehdot). Suuremmalla kuviokoolla, esim. 0,5 ha, suurin osa lehtokuvioista taas jäisi tavoittamatta.

Taulukko 17. Lehtojen ehdotetut tunnistamiskriteerit ja niiden kuvaukset.

Tunnistamiskriteerit	Kuvaus
Kasvupaikka	Airaksinen & Karttunen (2001) ja ehdotus: Kivennäismaan metsissä olevat alueet, joilla maalaji on multaa tai mullasta. Kasvupaikkatyyppi lehto (kivennäismaan lehdot) sekä turvemaalla olevat lehtokorvet. Vaateliaan lehtokasvillisuuden läsnäoloa ei edellytetä, ja lehtoihin voi sisältyä aluskasvillisuudeltaan hyvinkin niukkoja kohteita esimerkiksi kuusen varjostuksen vuoksi. Metsittyyn pelto voi olla lehto, jos se on sitä ravinteisuustasoltaan ja jos lehtokasvillisuus on vallitsevaa.
Luontotyyppiin eivät kuulu	Syke & Metsähallitus (2020) ja ehdotus: Ei sisällä luontodirektiivin raviini- ja rinnelehtoja (9180) ja jalopuumetsiä (9020). Myöskään harjunrinteiden kuivat lehdot eivät kuulu luontodirektiivin lehtoihin, vaan ne luetaan harjumetsiin (9060). Lehtomaiset hakamaat kuuluvat luontotyyppiin hakamaat ja kaskilaitumet (9070). Lehto (9050) voi olla laidunnettu (ellei se täytä hakamaiden kaskilaitumien kriteerejä).
Päällekkäisyys muiden luontotyyppien kanssa	Syke & Metsähallitus (2020) ja ehdotus: Lehdot (9050) voivat olla päällekkäinen luontotyyppi maanko- hoamisrannikon primäärisukessiovaiheiden luonnontilaisten metsien (9030) kanssa, ja merenrantojen lehdot luetaan lehtojen (9050) ohella kuuluviksi primäärisukessiometsiin (9030) niiden täyttäessä kyseisen luontotyypin määritelmän. Lehdot (9050) voivat esiintyä päällekkäisinä myös harjusaarten (1610) sekä ulkosaariston luotojen ja saarten (1620) kanssa.

9.5. Ehdotukset hyvän tilan määrittämisen kriteereiksi

Tässä selvityksessä ehdotettujen kriteerien mukaan hyvässä tilassa olevan lehdon puusto koostuu kotimaisista lehtotyyppiryhmälle ominaisista puulajeista (Taulukko 18). Etelä-Suomessa puusto on yleensä monilajista ja sisältää paljon lehtipuuta, mikä mahdollistaa aluskasvillisuuden kevätspektilajien toiminnan kevään valoisaan jaksona (Alanen ym. 1995). Pohjois-Suomessa on paljon luontaisesti kuusivaltaisia lehtoja. Etelä-Suomen lehtipuuvältaisissä lehdoissa kuusi ei saa olla niin runsas, että se häiritsevästi lehdon lajistoa ja toimintaa. Hyvän tilan kriteeriehdotusten mukaan puusto on kerroksellista. Sen tilajärjestys on satunnainen tai vaihtelevan ryhmittäinen.

Kuollutta pysty- ja maapuuta tulisi kriteeriehdotuksen mukaan olla vähintään 10 m³/ha tuoreissa ja kosteissa lehdoissa, kuivissa lehdoissa 5 m³/ha. Raja-arvot ovat koko Suomessa samat. Paikalla on lahoppuujatkumo eli monessa lahoasteessa olevaa vaihtelevaa lahoppuuta, myös lehtilahoppuuta, tosin tämän raportin kirjoittajien asiantuntija-arvion mukaan vaadittujen kuutiomäärien alarajalla tämän toteutuminen voi olla puutteellista.

Luonnontilaisten, kuusivaltaisten lehtojen lahoppuun tilavuus voi olla hemi-eteläborealisessa vyöhykkeessä yli 100 m³/ha (Siitonen 2001, Syrjänen ym. 2024) ja pohjoisborealisessa vyöhykkeessäkin yli 70 m³/ha (Sippola ym. 1998). Lehtipuuvältaisissä lehdoissa lahoppuun tilavuus on yleensä pienempi koska lehtipuuston keskimääräinen kasvu ja kuolleisuus on pienempi ja lehtilahoppuun lahoamisnopeus on pienempi.

Lehtotyyppiryhmälle tai lehtokorvelle ominainen monilajinen ja vaihteleva kenttä- ja pohjakerroksen kasvillisuus on vallitsevaa (Alapassi & Alanen 1988, Alanen ym. 1995). Lehtokasveja ja/tai lehtokorpikasveja on molemmissa kasvillisuuskerroksissa. Ruohot ja heinämäiset kasvit ovat vallitsevia kenttäkerroksessa, joskin kuivissa lehdoissa varvutkin saattavat vallita (Hotanen ym. 2018). Pohjakerros on epäyhtenäinen ja lehtosammalten vallitsema, mutta kuivissa lehdoissa voi myös olla kangasmetsäsammalia. Kasvillisuuden lajikoostumus vaihtelee huomattavasti luontotyyppin sisällä, mutta kaikissa osissa maata lehdoille on kuitenkin löydetty iso joukko indikaattorilajeja (Hotanen ym. 2018).

Taulukko 18. Lehtojen hyvän tilan määrittämisen kriteerit (kohteen edustavuus ja luonnontila erinomainen tai hyvä) ja niiden kuvaukset Natura-luontotyyppioppaassa (Airaksinen & Karttunen 2001) sekä tässä raportissa ehdotetut hyvän tilan kriteerit.

Hyvän tilan kriteerit	Kuvaus
Puuston rakenne	Airaksinen & Karttunen (2001): Luontaisesti syntynyt metsä, jossa puusto on satunnaisesti jakautunut ja kerroksellinen, kuolleita puita ei ole korjattu pois. Ihmistoiminnasta ei ole merkkejä lukuun ottamatta vanhoja poimintahakkuita tai metsälaidunnusta. Ei metsäteitä tai ojituksia. Lehto, jonka rakenne poikkeaa lievästi luonnontilasta tai jossa merkkejä lievistä harvennuksesta tai ylispuuhakkuista, paikoin ojituksia. Ehdotus: Puusto koostuu kotimaisista lehtotyyppiryhmälle ja maantieteelliselle alueelle ominaisista puulajeista. Etelä-Suomen lehtipuuvaltaisissa lehdoissa kuusi ei uhkaa lehdon lajistoa ja toimintaa. Puusto on kerroksellinen. Tilajärjestys on satunnainen tai vaihtelevan ryhmittäinen.
Kuollut pysty- ja maapuu	Airaksinen ja Karttunen (2001): Kuolleita puita ei ole korjattu pois. Ehdotus: Vähintään 10 m³/ha tuoreissa ja kosteissa lehdoissa, kuivissa lehdoissa vähintään 5 m³/ha. Raja-arvot ovat koko Suomessa samat. Monessa lahoasteessa olevaa vaihtelevaa lahoppuuta, mukaan lukien lehtilahoppuuta.
Lehtokasvillisuus	Airaksinen & Karttunen (2001) / Syke & Metsähallitus 2020: Lajisto vastaa täysin tyyppin kuvausta Airaksinen & Karttunen (2001): Lajisto vastaa täysin tyyppin kuvausta, tai lajistossa lehtokasvit ovat vallitsevia, mutta muita piirteitä - korpia tai kangasmetsiä - edustava lajisto näkyvää. Kasvillisuudessa ei juurikaan kulttuurilajeja tai kulttuurivaikutus vähäinen. Kuusetuminen ei uhkaa hävittää lehdon ominaispiirteitä, tai korkeintaan jossain määrin uhkaa muuttaa lehdon luonnetta. Ehdotus: Lehtotyyppiryhmälle tai lehtokorvelle ja maantieteelliselle alueelle ominainen monilajinen ja vaihteleva kenttä- ja pohjakerroksen kasvillisuus on vallitsevaa. Lehtokasveja ja/tai lehtokorpikasveja on sekä kenttä- että pohjakerroksessa. Etelä-Suomen lehtipuuvaltaisissa lehdoissa kuusetuminen ei merkittävästi uhkaa lehtokasvilajiston säilymistä.

Esimerkkejä täydentävistä hyvän tilan kriteereistä voisivat olla lehtotyyppiryhmälle ominaisten lehtopensaiden esiintyminen, vieraslajien puuttuminen, vanhojen elävien lehtipuiden esiintyminen sekä ojituksen ja maaperän metsätaloudellisen käsittelyn puuttuminen. Täydentäviä kriteereitä voitaisiin soveltaa valikoidusti esimerkiksi suojelualueiden inventoinnissa tai erinomaisessa tai hyvässä tilassa olevan lehdon tunnistamisessa.

Kuivissa lehdoissa on usein vain yksi lehtopensaslaji, näsiä; mitä kosteampi ja runsasravinteisempi lehto on, sitä suurempi on yleensä myös lehtopensaiden kirjo (Hotanen ym 2018). Täydentävänä kriteerinä vieraslajien puuttuminen voisi tarkoittaa vieraslajipuiden sallimista vain yksittäisinä runkoina ja haitallisten vieraslajien puuttumista kenttäkerroksesta. Vanhojen elävien lehtipuiden täydentävä kriteeri voisi olla yli 80-vuotiaiden puiden (Etelä-Suomessa) tai yli 120-vuotiaiden puiden (Pohjois-Suomi) esiintyminen kohteella. Tätä vanhemmilla lehtipuilla, yleensä haavoilla tai raidoilla, on potentiaalia monenlaisten eliöiden habitaattina (esim. Hyvärinen ym. 2019). Lisäksi esimerkkinä hyvän tilan täydentävästä kriteeristä, jota voitaisiin käyttää suojelun arvoisten kohteiden arvioinnissa, olisi ojituksen ja maanmuokkauksen puuttuminen lehdestä. Tosin, jos käsittelyt ovat niin vanhoja, että kasvillisuus on jo ennallistunut niiden jälkeen, näillä käsittelyillä ei ole enää merkitystä.

9.6. Metsänkäsittelyt

Lehdot ovat esimerkki luontotyyppistä, jotka sijaitsevat valtaosin muualla kuin suojelualueilla: suojelutasoarvioinnin mukaan noin 95 % eli 240 000 ha boreaalisten lehtojen pinta-alasta sijaitsee suojelualueiden ulkopuolella (Kukkala ym. 2025). Valtaosa pinta-alasta kohdentuu etenkin yksityismailla (Arnkil ym. 2024). Vuoden 2025 suojelutasoarvioinnissa lehtojen tila on arvioitu VMI13:n luonnontilaisuusmuuttujaan perustuen pääosin (85–92 %) ei-hyväksi (Kukkala ym. 2025).

Luontotyyppin pinta-alasta valtaosa on siis talouskäytössä olevaa metsää ja todennäköisesti melko voimakkaiden metsätaloustoimenpiteiden piirissä. VMI:n perusteella suojelualueiden ulkopuoliset, puuntuotannon piirissä olevat lehdot ovat puustoltaan pääosin nuorta, tasajaksoista ja -ikäistä, ja kohteilla on vain vähän tai ei ollenkaan lahoppua (EUBI-hanke).

Lehdot on tunnistettu arvokkaiksi ja turvattaviksi luontokohteiksi useissa metsätalouden ohjauskeinoissa, kuten lainsäädännössä, metsäsertifioinneissa ja metsänhoidon suosituksissa (Arnkil ym. 2024). Näiden mukaan lehtojen turvattavia erityispiirteitä ovat esimerkiksi monilajinen puusto, jalopuut ja lehtokasvillisuus; esimerkiksi metsänhoidon suosituksissa kuvataan erilaisia käsittelyvaihtoehtoja kuivien, tuoreiden ja kosteiden lehtojen käsittelylle ja käsittelemättä jättämiselle (Metsänhoidon suositukset, Lehtojen huomioiminen metsänkäsittelyssä).

Edellä mainituista lähtökohdista ja hankkeessa ehdotettujen hyvän tilan kriteerien luonnosten pohjalta boreaalisille lehdoille hahmotettiin erilaisia käsittelyehdotuksia etenkin talousmetsissä sijaitsevien lehtojen tilan parantamiseksi (Taulukko 19).

Taulukko 19. Metsätaloustaloudessa olevien lehtojen hoidon peruseriaatteita hyvän tilan saavuttamiseksi.

Metsätaloustaloudessa olevien lehtojen hoidon peruseriaatteita hyvän tilan saavuttamiseksi	
Metsänuudistaminen	- Uudistamisessa hyödynnetään luontaista (lehtipuu)taimaineista - Kosteissa lehdossa ei ojituksia eikä maanmuokkauksia - Tuoreissa ja kuivissa lehdossa maanmuokkauksen välttäminen tai vain kevyt maanmuokkaus - Maa- ja pystylahopuun turvaaminen keskeistä
Taimikonhoito	- Taimikonharvennukset aikaistettuna, jolloin vältetään tiheikkövaihe - Mitään puulajia ei poisteta taimikonhoidossa kokonaan, ei raivata lehtopensaita - Tehdään kasvutilaa etenkin (jaloille) lehtipuulle ja lehtopensaille, kuusivaltaisista alueita voidaan jättää tiheämmäksi.
Myöhemmät metsäkäsittelyt	- Hakkuissa tavoitteena on lehtotyyppille ominainen puuston ja pensaston kerroksellisuus ja monipuolisuus - Hankkeessa ehdotettujen hyvän tilan kriteerien (puuston kerroksellisuus, satunnainen tai vaihtelevan ryhmittäinen tilajakauma) täyttymistä ja ylläpitämistä voidaan tavoitella etenkin peitteisen metsänkäsittelyn menetelmillä - Jaksollisessa kasvatuksessa harvennusvoimakkuutta vaihdellaan lehtokuvioiden sisällä ja päätehakkuissa jätetään huomattavasti tavallista enemmän säästöpuustoa - Pääsääntöisesti käsittelyissä tehdään kasvutilaa (jaloille) lehtipuulle sekä lehtopensaille, mutta myös kuusivaltaiset lehdot ovat osa luontotyyppiä ja niitä voidaan ylläpitää kuusivaltaisina. - Ylipäätään toteutusvaihtoehtojen monipuolisuus tavoitella huomioden; kärjistäen vain tiheimpiä kuusikkovaiheita suuressa mittakaavassa (maisemataso) tulee välttää. - Maa- ja pystylahopuun turvaaminen keskeistä kaikissa käsittelyissä. - Hakkuut tehdään pääsääntöisesti talvella, ei koskaan lintujen pesimäaikaan.
Metsänkäsittelyn ulkopuolelle rajaaminen	- Arvokkaimmat ja herkimmat kohteet: esim. kosteat lehdot, runsaslahopuustoiset kohteet, luonnontilaiset tai sen kaltaiset kohteet, luontaisesti syntyneet jalopuuvallat lehdot.

Sekä lehtojen tunnistamisen että hyvän tilan kriteeriehdotuksiin peilaten taantuneissa tai tilataan heikentyneissä talousmetsälehdossa tulisi pyrkiä ylläpitämään ja kehittämään lehtotyyppille luonteenomaista puuston monipuolisuutta: kerroksellisuutta, satunnaista tai vaihtelevaa tilajärjestystä ja monipuolaisuutta lehtotyypin mukaan.

Yhtenä esimerkkinä täydentävästä lehtojen hyvän tilan kriteeristä mainitaan tässä raportissa vanhojen, elävien lehtipuiden esiintyminen. Esimerkin mukaan hyvässä tilassa olevasta lehdosta tulisi löytyä vanhoja ja järeitä puuyksilöitä, joita voidaan talousmetsien käsittelyssä turvata etenkin säästöpuilla. Huomioiden myös lehtojen kuolleen pysty- ja maapuun ehdotetut hyvän tilan kriteerit (ehdotettu raja-arvoksi 10 m³/ha tuoreissa ja kosteissa lehdossa, kuivissa 5 m³/ha, lisäksi lahoppuujatkumo) ja luonnontilaisten metsien luontaisen lahoppuunmäärän vaihteluväli (ks. luku 9.5), lehdossa voisi olla perusteltua jättää talousmetsien tavanomaista tasoa huomattavasti enemmän säästöpuita, eli toimeenpanna niin sanottua säästöpuumetsätaloutta, jossa säästöpuuston määrät voivat vaihdella joustavasti hyvin laajoissa rajoissa asetettujen tavoitteiden mukaisesti, esimerkiksi välillä 10–150 m³/ha (Keto-Tokoi ym. 2021). Pelkäämään säästöpuita jättämällä 10 m³/ha suuruiseen kuolleen puuston tilavuuteen (ehdotettu hyvän tilan kriteeri tuoreissa ja kosteissa lehdossa) pääseminen edellyttäisi, että uudistushakkuissa jätetään 30 m³/ha säästöpuita oletuksena, että kuolleiden puiden lahoamisnopeus on 3 %, kuolleita puita ei korjata eikä tuhoutu metsätalouden toimenpiteissä (Keto-Tokoi ym. 2021).

Taloustmetsälehdoissa tavoitetasoksi säästöpuiden määrälle voitaisiin asettaa 5–30 % täyspuustoisten lehtometsien puustosta. Hyvän tilan saavuttamiseksi lehdoissa voitaisiin siten jättää säästöpuustoa metsätaloustoimenpiteissä minimissään 20–30 m³/ha lehtotyyppin mukaan. Tämä huomioisi myös metsätalouden toimenpiteissä syntyvän hävikin (jopa 70 % olemassa olevasta lahoppuustosta, Koivula ym. 2022). Samanaikaisesti metsänkäsittelyissä tulisi turvata olemassa olevaa lahoppuustoa (Taulukko 19). Ehdotettu säästöpuumäärä (vähintään 20–30 m³/ha) on huomattava taloustmetsien nykytasoon verrattuna, jossa avohakkuissa jäte-tytyn säästöpuuston tilavuus on ollut keskimäärin noin 5,7 m³/ha (Metsäkeskus 2023).

Säästöpuiden valinnassa voitaisiin lehtotyyppin mukaan suosia erityisesti lehtipuita, ja eteläisen Suomen lehdoissa etenkin jaloja lehtipuita. Kuitenkin säästöpuiden valinnassa tulisi ottaa huomioon luontaisesti kuusivaltaiset lehtokohteet, joiden olennainen turvattava piirre on kuuseen kytkeytynyt lajisto.

Metsätalouden ns. tavallisesta poikkeaviin metsänkäsittelyihin ja suhteessa lehtojen suureen pinta-alaan, joka kohdentuu etenkin yksityismaille (Arnkil ym. 2024), tarvitaan todennäköisesti olemassa olevien tukien lisäksi uusia kannusteita ja rahoitusinstrumentteja, sekä muita mahdollisia ohjaavia ja/tai velvoittavia keinoja. Myös metsänhoitoa ohjaavia metsänhoidon suosituksia tulisi päivittää esimerkiksi direktiivilehtojen tunnistamisen ja tilaa parantavien metsänkäsittelytoimenpiteiden täsmentämisellä.

Kuten boreaalisia luonnonmetsiä, myös lehtoja voidaan ennallistaa passiivisesti, mikä tarkoittaa käytännössä talouskäytön ulkopuolelle rajaamisen jälkeen tapahtuvan luontaisen suksession (lajiston vähittäisen muuttumisen) ja luonnontilaistumisen sallimista omalla painollaan. Etenkin lehdoissa passiivinen ennallistaminen on relevantti tilan parantamisen vaihtoehto, sillä niissä voi esimerkiksi syntyä huomattavan nopeasti lahoppuita ja niiden jatkumoa. Suojelualueiden lehtojen tilan parantaminen voi vaatia esimerkiksi lehtolajistoa suosivia hakkuita (esim. kuusen poistoa) ja vesitaloudeltaan heikentyneiden kohteiden ennallistamista.

9.7. VMI-aineiston hyödyntäminen arvioinnissa

Seuraavat kappaleet perustuvat vuoden 2025 luontodirektiivin mukaisen suojelutasoarvioinnin kansallisiin muistiinpanoihin. Vuoden 2025 suojelutasoarvioinnissa lehtojen pinta-alaa arvioitiin valtakunnan metsien inventointiaineiston (VMI), Suomen metsäkeskuksen metsävara-aineiston, Metsähallituksen suojelualueiden biotooppikuvioaineiston (SAKTI 2025) avulla sekä Ahvenanmaan maakuntahallituksen (2024) tietojen avulla. VMI:n koeala-aineiston antamaa kokonaispinta-alaa verrattiin metsävara-aineiston, SAKTI:n ja Ahvenanmaan lehtojen yhteenlaskettuun alaan.

Suojelutason arvioinnissa päädyttiin käyttämään VMI:sta saatavaa kattavaa tietoa lehtojen pinta-alasta ja esittämään lehtojen kokonaispinta-alan parhaana arviona boreaaliselle alueelle VMI13:n lehtoalaa, noin 260 000 hehtaaria (256 400 ha; multamaan lehtojen ja lehtokorpien yhteisala, siitä lehtokorpiä 16 100 hehtaaria). Kokonaispinta-ala sisältää myös metsittyvät ja metsittyneet pellot, joita on kokonaisalasta 37,6 % (96 300 ha).

Lehtojen (9050) kokonaispinta-alan jakautumista hyvään, ei-hyvään ja tuntemattomaan pinta-alaan tarkasteltiin VMI13-aineistoon (lehtojen parhaan pinta-alan aineisto eli multamaan lehdot ja lehtokorvet (Taulukko 20)), SAKTI:in ja metsävara-aineistoon perustuen. Hyvän ja ei-hyvän lehtopinta-alan arviointiin käytettiin VMI:n kolmiosaista luonnontilaisuusmuuttujaa

kahdessa erillisessä tarkastelussa. Osamuuttujista ”puuston rakenne” ja ”lahopuujatkumo” muodostettiin ristiintaulukointi, jonka perusteella hyvään tilaan laskettiin kuuluvaksi alueet, joissa puuston rakenne on luonnontilainen tai luonnontilaisen kaltainen riippumatta lahoppuustoisuudesta, sekä alueet, joissa puuston rakenne poikkeaa lievästi luonnontilaisesta ja eri-ikäistä lahoppuustoa on runsaasti tai jonkin verran. Hyvässä tilassa olevan pinta-alan arvioksi saatiin näin 25 800 hehtaaria. ”Ihmisen toiminta” - osamuuttujan perusteella hyvään tilaan laskettiin kuuluviksi ne lehdot, joissa ihmisen toimintaa ei ole tai se on lievää. Hyvässä tilassa olevan pinta-alan arvioksi saatiin näin 32 900 hehtaaria. Luonnontilaisuusmuuttujien avulla tehtyjen tarkastelujen perusteella on esitetty luontotyyppien hyvän tilan pinta-alan vaihteluväli, jossa minimiarvona on puuston rakenteen ja lahoppuumuuttujien avulla tulkittu ala ja maksimiarvona luonnontilaisuusmuuttujan hyvään tilaan tulkittu ala eli 25 800–32 900 hehtaaria. Muu pinta-ala on tulkittu laadultaan ei-hyvään tilaan.

Taulukko 20. Vuonna 2025 tehtyä luontodirektiivin mukaista suojelutasoarviointia varten määritellyt poimintakriteerit, joiden avulla lehdot ja hyvässä tilassa oleva lehdot haettiin VMI-aineistosta.

Poimintakriteerit	Kuvaus	
Tunnistaminen		
Päätyyppi	Kangas	Korpi
Orgaanisen kerroksen laatu	Mullas, multa, turve, turvemulta	
Kasvupaikkatyyppi	Lehto	
Suotyyppi		Lehtokorpi
Hyvän tila		
Luonnontilaisuus -Puusto ja lahoppu	Puusto luonnontilainen tai luonnontilaisen kaltainen <i>tai</i> Puusto jonkin verran muuttunut ja lahoppuuta runsaasti tai jonkin verran suhteessa kasvupaikan tuotoskykyyn	
-Ihmistoiminta	Ei juurikaan merkkejä ihmistoiminnasta, merkkejä lievästä ihmistoiminnasta	

VMI:n koeala-aineisto soveltuu hyvin lehtojen tunnistamiseen ja kokonaispinta-alan arviointiin tässä raportissa ehdotetuilla kriteereillä. Luvussa 9.4 lehdoille ehdotettu 0,25 hehtaarin minimipinta-ala vastaa VMI:n ohjeellista kuvion minimikokokriteeriä. Hyvän tilan kriteerit eivät ole tähän asti olleet riittävän täsmälliset VMI:n liitettäväksi. Tässä raportissa esitetyt kriteerien kehittämis ehdotukset korjaisivat tämän ongelman.

Kehittämistarpeet:

- Metsittyneiden peltöjen kohdalla lisättävä lehtokasvillisuus kriteerin arvioiminen
- VMI:n kuviotunnuksiin on liitettävä lehdon hyvän tilan tunnistamisen kriteerit

10. Puustoiset suot (91D0)

10.1. Puustoisten soiden kuvaus EU:n habitaattimanuaalissa ja Natura-luontotyyppioppaassa

Natura-luontotyyppioppaassa (Airaksinen & Karttunen 2001) on seuraava EU:n habitaattimanuaalin aiempaan versioon (European Commission 1996) perustuva käännös luontotyyppin määritelmästä. Mikäli käännös poikkeaa habitaattimanuaalin kuvauksesta, lisäykset on alleviivattu ja poikkeamia on kommentoitu hakasuluissa.

Kuvaus: Havu- tai lehtipuumetsiä kosteilla tai märillä turvemilla, joilla vedenpinta on pysyvästi korkealla ja jopa korkeammalla kuin ympäristön vedenpinnantas. Vesi on aina hyvin niukkaravinteista (ombro-mesotrofiset suot, raised bogs, acidic fens). Näissä yhdyskunnissa puustokerroksessa vallitsevat yleensä hieskoivu (*Betula pubescens*), paatsama (*Frangula alnus* = *Rhamnus frangula*), mänty (*Pinus sylvestris*), *Pinus rotundata* ja kuusi (*Picea abies*); kenttäkerroksessa soille tai yleisemmin niukkaravinteisille paikoille luonteenomaisia lajeja, kuten varpuja (*Vaccinium spp.*), rahkasammalia (*Sphagnum spp.*) ja saroja (*Carex spp.*) [*Vaccinio-Piceetea: Piceo-Vaccinietum uliginosi (Betulion pubescentis, Ledo-Pinion) i.a.*]. Boreaalialueella myös kuusta kasvavat korvet, jotka ovat minerotrofisia soita suoyhdistymien reunoilla, erillisinä juotteina laaksoissa tai painaumisissa [painaumia ei mainita habitaattimanuaalissa] ja purojen varsilla.

Natura-luontotyyppioppaassa on lisäksi tarkennettu tämän luontotyyppin rajaamista seuraavasti (vastaavaa kuvausta ei ole EU:n habitaattimanuaalissa):

Määrittäminen: Tämä luontotyyppi käsittää havu-, havu-lehti- tai lehtipuustoisia suometsiä, jotka Suomessa on perinteisesti luokiteltu ja käsitelty soiden yhteydessä, mutta jotka keskieu-rooppalaisen perinteen mukaisesti tässä käsitellään metsäisten luontotyyppien yhteydessä. Boreaalialueella vyöhykkeellä tämä on laaja-alainen luontotyyppi, johon tässä yhteydessä luetaan kuuluviksi useimmat suoyhdistymiin kuulumattomat puustoiset suot. Kangaskorvet ja -rämeet, joissa turvekerros on usein laikuittainen ja paksuudeltaan alle 30 senttimetriä, eivät sisälly puustoihin soihin, vaan voidaan käsitellä boreaalina luonnonmetsinä, ja vastaavasti lehtokorvet boreaalina lehtoina. Ravinteikkaimmat puustoiset suot, lettokorvet ja -rämeet ja koivuletot kuuluvat luontotyyppiin letot. Myös lähteiset ja luhtaiset puustoiset suot ovat omia luontotyyppiään. Tervaleppävaltaiset suokasvupaikat kärsitellään boreaalina metsäluhtina. Puustoisia soita ovat siis seuraavat puustoiset räme- ja korpityypit sekä näiden nevakasvillisuuden kanssa muodostamat yhdistelmätyypit:

Korvet:

Mustikkakorvet, MK

Muurainkorvet, MrK

Metsäkortekorvet, MkK

Saniaiskorvet, SaK

Ruoho- ja heinäkorvet, RhK

Rämeet:

Korpirämeet, KR

Pallosararämeet, PsR

Tupasvillarämeet, TR

Isovarpurämeet, IR

Yhdistelmätyypit: Sara- ja nevakorvet, SK, NK

Sara- ja nevarämeet, SR, NR

Tämä luontotyyppi voi esiintyä joko erillisinä kohteina, esim. mineraalimaan välisinä juotteina tai osana laajempaa suoyhdistymää, esim. keidassuota. Puustoiset suot, jotka ovat vähäisiä osia keidas- tai aapasuon suoyhdistymää luetaan yhdistymään kuuluviksi. Jos puustoinen osa on laaja ja kasvillisuudeltaan edustava, merkitään tiedot puustoisten soiden osalta erikseen. Ojitetut tai muulla tavoin käytetyt metsäiset suot luetaan myös mukaan tähän tyyppiin, mutta ojituksen vaikutus huomioidaan arvioitaessa tyyppin luonnontilaa ja ennallistamismahdollisuuksia. Luhdat luetaan omaan tyyppiinsä.

10.2. Puustoisten soiden luontodirektiivin mukainen suojelutasoarviointi

Puustoiset suot (91D0) on luontodirektiivin luontotyyppi, joka esiintyy Suomessa sekä alpiinisella että boreaalisella vyöhykkeellä. Puustoiset suot voivat esiintyä joko erillisinä suokohteina tai osana laajempaa keidas-, aapa- tai palsasuoyhdistymää, sen kanssa päällekkäisenä luontotyyppinä. Käytännössä luontotyyppi on määritetty Suomessa suotyyppien avulla.

Luontotyyppin suojelutaso on viimeisimmän eli vuoden 2025 luontodirektiivin suojelutasoarvioinnin mukaan heikoin mahdollinen eli epäsuotuisa-huono (U2) ja kehityssuunta on heikenevä. Keskeisimmät suojelutasoarvioinnissa raportoidut uhkatekijät ovat mm. ojitukset ja voimaperäinen metsätalous. Monenlainen maankäyttö itse kohteilla ja valuma-alueilla aiheuttaa kohteiden häviämistä ja tilan heikkenemistä. Valuma-alueen maankäyttö voi heijastua luontotyyppin tilaan vesi- ja ravinnetalouden muutosten kautta. Metsätaloustoimet kohdistuvat voimakkaimmin korpiin ja runsaspuustoihin rämeisiin. Vähäpuustoihin karuihin rämeisiin ja nevakorpiin ja -rämeisiin ei kohdistu niinkään hakkuupaineita.

10.3. Luhti-hankkeen työpajojen tulokset

Hankkeen alkuvaiheen työpajoissa tunnistettiin keskeiseksi kysymykseksi rajanveto luontotyyppiin kuuluvien, lievästi muuttuneiden kohteiden ja luontotyyppiin kuulumattomien, pitkälle edenneiden muuttumien välillä. Olennaista todettiin olevan, että luontotyyppiin kuuluvalla muuttumalla on riittävästi tunnistettavissa suon ominaispiirteitä. Luontotyyppiin kuuluvien muuttumien osalta rajausta ehdotettiin tehtäväksi esimerkiksi suokasvillisuuden vallitsevuuden perusteella. Suokasvillisuuden mainittiin kuitenkin voivan jäädä luontaisesti vähäiseksi esimerkiksi korpikohteilla, mikä tulisi huomioida tehtäessä ehdotuksia puustoisten soiden tunnistamiskriteereistä. Suoluonnossa todettiin tapahtuvan myös ilmastomuutoksen myötä yleistä kuivumiskehitystä ja esimerkiksi kasvillisuusmuutoksia, mikä osaltaan vaikeuttaa tunnistamiskriteerien määrittelyä.

Työpajoissa pohdittiin, että luontotyyppin määritelmää kuvaavia kriteereitä voivat olla esimerkiksi turvekerros ja sen paksuus, hydrologia (vedenlaatu, määrä, vedenpinnan korkeus,

luonnontilaisuus), suotyypille luonteenomainen kasvillisuus, ja jossain määrin myös puustoon ja sen rakenteeseen ja koostumukseen liittyvät tunnuksat. Puuston rakennepiirteet, tyyppikasvillisuus ja lahopuun määrä ja laatu mainittiin vaihtelevan suuresti karujen ja rehevämpien suoluontotyyppien kesken eri puolilla Suomea, mikä voi olla vaikea huomioida kriteerityössä. Suotyypikohtaisista rakennepiirteistä on vain vähän tutkittua tietoa saatavilla, mutta tulevaisuudessa tietoa todettiin saatavan esimerkiksi Metsähallituksen ennallistamis seuranta verkoston myötä.

Työpajoissa todettiin, että luontotyyppin heterogeenisuus ja alueellinen vaihtelu mutkistaa myös hyvän tilan tulkintaa. Puustoiset suot ovat ihannetilassa hydrologialtaan ja toiminnallisesti luonnontilaisia tai luonnontilaisen kaltaisia soita, joissa on kyseiselle suotyypille luonteenomainen puusto ja kasvillisuus. Ojitusvaikutuksen mainittiin kuitenkin olevan lopputulemaltaan erilainen eri suotyypeillä; esimerkiksi pohjoisen suot ovat suurelta osin eriaisteisia muuttumia. Kuollutta puustoa kuvaavista kriteereistä todettiin, että lahopuuston määrä on erilainen korvissa ja rämeillä. Lahopuujatkumoa pidettiin yleisesti tärkeänä piirteenä. Lahopuuta on usein enemmän ojituksen jälkeen, koska suo on kuivunut ja puustottunut. Myös ennallistamisen jälkeen lahopuuston määrä saattaa kasvaa hetkellisesti huomattavasti puiden kuollessa.

Työpajoissa pohdittiin myös puustoisten soiden potentiaalista minimipinta-alaa ja sen suhteen erilaisia lähestymistapoja. 0,1 hehtaaria on pieni pinta-ala inventoinnin ja etenkin kustannustehokkaan ennallistamisen näkökulmasta; ennallistamisessa usein käytetty alaraja on 0,5 hehtaaria. Työpajoissa nostettiin esille, että minimipinta-alan tulisi kuitenkin huomioida arvokkaat korpikohteet, jotka ovat usein luontaisesti pienialaisia.

Metsänkäsittelyiden osalta kesäkuun asiantuntijatyöpajassa keskusteltiin, että metsätaloustoimet tulisi suunnata ensisijaisesti muuttumiin ja turvekankaille, ja ojittamattomat puustoiset suot tulisi pääsääntöisesti jättää metsätalouden ulkopuolelle. Asiantuntijat totesivat, että ojitetuilla kohteilla tulisi siirtyä peitteiseen metsänkäsittelyyn siellä, missä se on mahdollista; peitteinen käsittely ei välttämättä palauta hävinnyttä suon monimuotoisuutta, mutta sillä on tunnistettu olevan vesiensuojeluun ja ilmastomuutoksen hillintään huomattavia positiivisia vaikutuksia.

Yleisesti ennallistamisen tavoitteet laajemmassa mittakaavassa puhututtivat asiantuntijoita; tulisiko tavoitteena olla alkuperäinen, mahdollisesti lähtötilanteeltaan avosuo, vai jokin tietty puustoisen suon vaihe ojituksen jälkeen, tai miten ennallistamisen tavoitteiden asetannassa arvioidaan ojituksen ja metsittymisen myötä muuttuneelle suolle tullut "väärä", mutta mahdollisesti arvokas lajisto.

10.4. Ehdotukset puustoisten soiden tunnistamiskriteereiksi

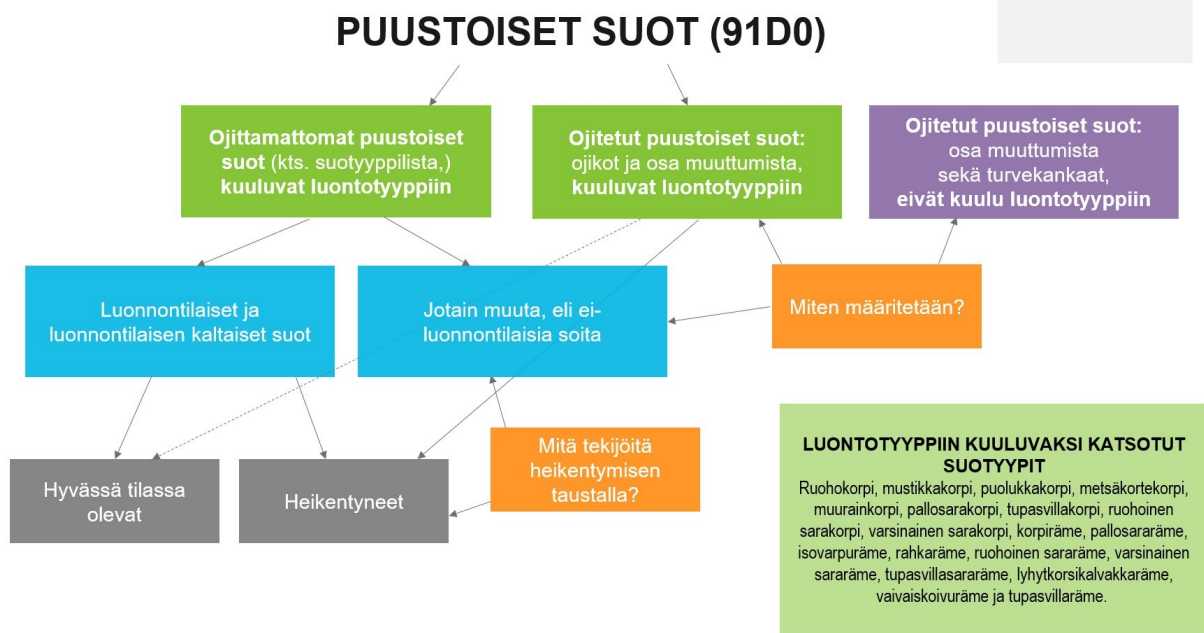
Suotyyppi on kasviyhdyskuntien keskimääräinen, sopimuksen varainen kuvaus. Suotyypit ovat luokkia, jotka rajautuvat toisiinsa eri välimuotojen kautta. Suot luokitellaan siihen tyyppiin, jonka tuntomerkit ovat vallitsevia (Laine ym. 2018). Puustoiset suot (91D0) ovat ihannetilassa hydrologialtaan ja toiminnallisesti luonnontilaisia tai luonnontilaisen kaltaisia soita, joissa on kyseiselle suotyypille luonteenomainen puusto ja kasvillisuus. Tässä raportissa esitetty puustoisten soiden suotyyppiluettelo noudattelee Natura-luontotyyppiopasta ja VMI13:n ojittamattomien soiden suotyyppiluokittelua (Airaksinen & Karttunen 2001, Luonnonvarakeskus

2023). Tarkempia kuvauksia kasvillisuudesta löytyy suokasvillisuuden määrittämissä (Eurola ym. 2015, Laine ym. 2018).

Puustoiset suot ovat sisäisesti hyvin heterogeeninen luontotyyppi havu-, seka- tai lehtipuumetsiä kosteilla tai märillä turvemaidella, joilla vedenpinta on pysyvästi korkealla ja korkeammalla kuin ympäristön veden pinnantas. Vesi on niukkaravinteista. Puustokerroksessa vallitsevat yleensä hieskoivu, mänty ja kuusi. Kenttäkerroksessa vallitsee varpuja, rahkasammalia ja saroja. Boreaalisella vyöhykkeellä ryhmään kuuluu myös kuusta kasvavat korvet, jotka ovat minerotrofisia soita suoyhdistymien reunoilla, erillisinä juotteina laaksoissa tai painaumuksissa ja purojen varsilla (Airaksinen & Karttunen 2001, European Commission 2013). Kangaskorvet ja -rämeet, joissa turvekerros on usein laikuttainen ja paksuudeltaan alle 30 senttimetriä, eivät sisällä puustoihin soihin, vaan ne voidaan käsitellä boreaalisina luonnonmetsinä (Airaksinen & Karttunen 2001, Eurola ym. 2015). Puustoisia soita ovat puustoiset räme- ja korpityypit sekä näiden nevakasvillisuuden kanssa muodostamat yhdistelmätyypit (Airaksinen & Karttunen 2001). Direktiivissä tarkoitettuihin puustoihin soihin voivat kuulua Metsälain 10 §:n suotyypeistä ruohokorvet, yhtenäiset metsäkorte- ja muurainkorvet ja vähäpuustoiset jouto- ja kitumaan suot. Ojitetut tai muulla tavoin käytetyt metsäiset suot luetaan myös mukaan tähän tyyppiin, mikäli suokasvillisuutta esiintyy riittävästi (Kuva 5). Ojituksen vaikutus huomioidaan arvioitaessa tyyppin luonnontilaa ja ennallistamismahdollisuuksia (Airaksinen & Karttunen 2001). Ojitus alentaa luontotyyppin edustavuutta ja luonnontilaisuutta sitä enemmän, mitä enemmän ojia on ja mitä pidemmälle suo on muuttunut.

Ojikat ovat ojitetuja tai vaillinaisesti kuivuneita soita, joilla kasvillisuus on muuttunut vain vähän ja joilla puuston kasvu ei vielä selvästi osoita elpymisen merkkejä. Ojikoiksi luetaan myös sellaiset ojitetut suot, jotka ojien tukkeutuminen tai ennallistaminen on palauttanut ojitusta edeltäneeseen tilaan. **Muuttumilla** pintakasvillisuus on selvästi muuttunut ja puuston kasvu elpynyt, suokasvillisuutta leimaa alkuperäinen suotyyppi. Suosammalien peittävyys pohjakerroksessa on 25–75 %. **Turvekankaat** ovat vanhoja ojitusalueita, joilla pintakasvillisuus on suokasvillisuudesta selvästi poikkeava, kangasmaiden kasvillisuutta muistuttava koostumus. Suosammalien peittävyys on alle 25 % (Kuva 5, Päivänen 2007, Luonnonvarakeskus 2023).

Natura-inventointiohjeessa on päädytty tarkentamaan kansallista tulkintaa ojitetujen soiden osalta, koska kaikki Suomen ojitetut puustoiset tai ojituksen myötä puustottuneet suot eivät voi edustaa luontodirektiivin luontotyyppiä. Kohdetta ei enää määritellä luontotyyppiin 91D0 kuuluvaksi, mikäli ojituksen vaikutukset ovat niin huomattavia, että suo on jo laskettavissa pitkälle edenneeksi muuttumaksi tai turvekankaaksi eivätkä suon ominaispiirteet ole tunnistettavissa (Syke & Metsähallitus 2020). EU:n habitaattimanuaalin mukaan myös puustottuneet avosuot voidaan laskea luontotyyppiin kuuluvaksi (European Commission 2013).



Kuva 5. Puustoisten soiden jaottelu ojittamattomuuden ja ojitusten mukaan.

Tämän raportin valmisteluvaiheessa järjestettiin hankkeen sisäisiä palavereja ja työpajoja sekä laajemmalle asiantuntijajoukolle työpaja (ks. luku 10.3), joissa keskusteltiin puustoisten soiden määritelmästä sekä tunnistamis- ja hyvän tilan kriteereistä. Näiden keskustelujen mukaan suoluontotyyppiin määritelmää kuvaavia kriteereitä voivat olla esimerkiksi turvekerros ja sen paksuus, hydrologia (vedenlaatu, määrä, vedenpinnan korkeus, luonnontilaisuus), suotyyppille luonteenomainen kasvillisuus, ja jossain määrin myös puustoon ja sen rakenteeseen ja koostumukseen liittyvät tunnuksat. Kriteerejä luontotyyppiin kuuluville ojitetuille puustoisille soille voivat olla esimerkiksi suokasvillisuuden ja metsäkasvillisuuden välinen suhde. Huomioitavaa on kuitenkin, että suokasvillisuuden osuus voi myös luonnontilaisilla alueilla jäädä vähäiseksi esimerkiksi korpikohteilla, vaikka kohde olisi hyvässä tilassa. Lisäksi ilmastonmuutokseen liittyen suoluonnossa tapahtuu yleistä kuivumiskehitystä, joka saattaa vaikuttaa tunnistamiskriteereihin esimerkiksi kasvillisuusmuutoksina, mikä osaltaan vaikeuttaa puustoisten soiden tunnistamiskriteerien määrittelyä.

Puustoisuus vaihtelee suuren latvuspeittävyden ja puuntuottokyvyn omaavista korpityypeistä hyvinkin harvapuustoihin ja puustoltaan kitukasvuisiin nevakorpiin ja nevarämeisiin. Natura-inventointiohjeessa puustoisten soiden ohjeellinen minimilatuspeittävyys on 5–10 % (Syke & Metsähallitus 2020). Paikkatietoanalyysissä on usein käytetty 10 % latvuspeittävyttä. Tässä raportissa päädyttiin asiantuntijakeskusteluiden pohjalta ehdottamaan puustoisten soiden puuston rakennetta kuvaavaksi tunnistamiskriteeriksi latvuspeittävyttä ja sen raja-arvoksi ≥ 5 % (Taulukko 22).

Valtakunnan metsien inventoinneissa soiden ja ojitettujen turvemaiden tulee täyttää seuraavista kriteereistä ainakin toinen: kivennäismaata peittävä orgaaninen kerros on turvetta (tiettyä turvekerroksen paksuutta ei edellytetä) tai kasvillisuudesta yli 75 % on suokasvillisuutta (Luonnonvarakeskus 2023). Työpajakeskusteluissa suokasvillisuuden osuutta pidettiin hyvänä puustoisten soiden tunnistamiskriteerinä. Täsmennysehdotuksena raportissa päädyttiin työpaja- ja asiantuntijakeskusteluiden pohjalta ojittamattomien puustoisten soiden osalta ehdottamaan suokasvillisuuden raja-arvoksi ≥ 75 %. Ojikkojen ja lievien muuttumien osalta

puolestaan päädyttiin ehdottamaan suokasvillisuuden raja-arvoksi $\geq 50 \%$ kenttä- ja pohja-kerroskasvillisuudesta.

Täsmennysehdotuksena turpeen paksuutta esitetään yhdeksi puustoisten soiden luontotyyppin tunnistamiskriteeriksi. Geologisesti määriteltynä turvemaa on vähintään 30 cm paksu turvekerrostuma (GTK 2010, Toivonen ym. 2022). Puustoisissa soissa turpeen paksuuden määritelmä on mainittu myös Natura-luontotyyppioppaassa kangaskorpien ja kangasrämeiden osalta (Airaksinen & Karttunen 2001). Asiantuntijatyöryhmissä pidettiin myös oleellisena turvekerroksen paksuuskriteeriä puustoisten soiden osalta. Tämä kriteeri myös tarkentaisi puustoisten soiden pinta-alan arviointia VMI-aineiston avulla. VMI-aineistoissa turvekerroksen paksuus on määritetty kuviokohtaisesti ja ohutturpeisia soita esiintyy VMI-aineistossa muillakin suotyypeillä kuin kangaskorvissa ja -rämeissä.

Turpeen paksuus- ja suokasvillisuuden peittävyys -kriteerien muodostama kombinaatio ratkaisisi, mihin luontotyyppiluokkaan kohde kulloinkin kuuluisi (Taulukko 21). Ojittamattomille puustoisille soille ehdotetaan kolmea vaihtoehtoista tulkintaa, jotka perustuvat näihin kahteen kriteeriin. Ehdotus 1 vastaa Natura-luontotyyppioppaan tulkintaa. Puustoisten soiden määrittäminen perustuu tässä ehdotuksessa lähinnä ojitustilanteeseen ja suotyyppiin, eikä siihen sisälly mitään turpeen paksuuteen tai suokasvillisuuden peittävyyteen liittyvää kriteeriä. Tässä ehdotuksessa ojittamattomat ohutturpeiset (turpeen paksuus < 30 cm) kangasrämeet ja kangaskorvet kuuluvat boreaalisiin luonnonmetsiin, mikäli ne täyttävät boreaalisen luonnonmetsän kriteerit, ja ne kangasrämeet ja kangaskorvet, jotka eivät täytä kriteerejä, eivät kuulu mihinkään luontotyyppiin. Myös luontodirektiivin mukaisessa suojelutasoarvioinnissa kangaskorvet ja kangasrämeet on laskettu kuuluvaksi boreaalisiin luonnonmetsiin siinä tapauksessa, että ne ovat täyttäneet boreaalisen luonnonmetsän kriteerit.

Ehdotus 2 pohjautuu asiantuntija-arvioihin ja siinä ojittamattomille puustoisille soille on ehdotettu turpeen paksuuteen (raja-arvona ≥ 30 cm) ja suokasvillisuuden peittävyyteen (raja-arvona ≥ 75 cm) liittyvät kriteerit. Tämän ehdotuksen mukaan kaikki ohutturpeiset puustoiset suot sisältyisivät boreaalisiin luonnonmetsiin, jos ne täyttävät boreaalisia luonnonmetsiä koskevat kriteerit.

Myös ehdotus 3 perustuu asiantuntija-arvioihin. Ehdotuksen mukaan puustoisten soiden luontotyyppiin kuuluisivat kaikki ojittamattomat puustoiset suot (mukaan lukien kangaskorvet ja kangasrämeet) turpeen paksuudesta riippumatta (Liite 2), jos näillä soilla suokasvillisuuden peittävyys on $\geq 75 \%$.

Luontotyyppiin ehdotetaan myös kuuluvaksi ojitot ja muuttumat, joiden suokasvillisuus ei vielä ole muuttunut liian epäedustavaksi (suokasvillisuuden peittävyys $\geq 50 \%$). Asiantuntijarvion mukaan yhdistelmäsuotyypeissä ehdotus luontotyyppin kriteeriksi voisi olla $\geq 20 \%$ räme- ja korpikasvillisuutta.

Ruotsissa 30 cm turpeen paksuuden kriteeri on myös ollut voimassa puustoisten soiden tunnistamisen kriteerinä. Ruotsissa on meneillään hanke, jossa tarkastellaan uudestaan luontotyyppien määritelmiä ennallistamisasetuksen kontekstissa.

Taulukko 21. Vaihtoehtoiset ehdotukset ojittamattomien ja ehdotus ojitetujen puustoisten soiden luokitteluksi suokasvillisuuden peittävyden ja turpeen paksuuden mukaan.

Vaihtoehtoiset ehdotukset	Turpeen paksuus		Suokasvillisuus
	Ei raja-arvoa	≥30 cm	≥75 %
Ojittamattomat puustoiset suot			
Ehdotus 1: Airaksinen & Karttunen (2001) Puustoiset suot 91D0 Huom: Boreaaliseksi luonnonmetsäksi luetaan boreaalisten luonnonmetsien kriteerit täyttävät ohutturpeiset (turpeen paksuus < 30 cm) kangaskorvet ja -rämeet 9010. Jos kriteerit eivät täyty, eivät kuulu minkään luontotyyppiin.	X		
Ehdotus 2: Asiantuntija-arvioihin pohjautuva ehdotus Puustoiset suot 91D0 Huom: Boreaaliseksi luonnonmetsäksi luetaan boreaalisten luonnonmetsien kriteerit täyttävät kaikki ohutturpeiset (turpeen paksuus < 30 cm) puustoiset suot.		X	X
Ehdotus 3: Asiantuntija-arvioihin pohjautuva ehdotus Puustoiset suot 91D0 Huom: Kaikki ohutturpeiset (turpeen paksuus < 30 cm) puustoiset suot, mukaan lukien kangaskorvet ja kangasrämeet, sisältyvät luontotyyppiin.	X		X
	Ei raja-arvoa	≥30 cm	≥50 %
Ojitetut puustoiset suot			
Ojikut ja lievät muuttumat puustoisia soita 91D0	X		X

Asiantuntijakeskusteluissa 30 cm:n raja-arvo turpeen paksuuskriteerille herätti kuitenkin myös huolta ohutturpeisten soiden suojelutilanteesta ja ennallistamismahdollisuuksista. Soita tulisi turvata ja ennallistaa vesitaloudellisin suokokonaisuuksina, jotta ennallistaminen olisi tehokainta ja vaikuttavinta. Ohutturpeisimmat suot ovat tyypillisesti soiden reunaosissa ja suokokonaisuuksien reunojen ojituksilla, hakkuilla ja maanmuokkauksilla on suuri merkitys koko suokokonaisuuden vesitaloudelliseen tilaan ja monimuotoisuuteen. Ohutturpeisimmissa soissa on myös mm. uhanalaisimpia räme- ja korpityyppejä, joiden kuvio tai osa muuten yhtenäisestä kasvillisuuskuviosta voisi rajautua ulos puustoisista soista. Ohutturpeisiä korpia esiintyy myös esimerkiksi niin sanotuilla piensoilla, esimerkiksi purojen varsilla. Korvet ovat juuri se keskeinen osa puustoisia soita, joihin ennallistamissuunnittelussa joudutaan kiinnittämään erityistä huomiota puustoisten soiden suotuisan pinta-alan saavuttamiseksi.

Natura-luontotyyppioppaan (Airaksinen & Karttunen 2001) mukaisesti ohutturpeiset kangaskorvet ja -rämeet luettaisiin vaihtoehtoehdotuksessa 1 boreaalisiin luonnonmetsiin 9010, mikäli niiden luonnonmetsien määritelmäkriteerit toteutuvat (Taulukko 21). Taulukossa 21 esitettyjen vaihtoehtoisten ehdotusten vaikutukset puustoisiksi soiksi luokiteltujen kohteiden pinta-aloihin ja siten tämän luontotyypin turvaamiseen vaatii lisäselvitystä.

Ihmistoiminnan lisäksi ilmastonmuutos aiheuttaa suoluonnossa yleistä kuivumiskehitystä. Esimerkiksi rimpipinta muuttuu välipinnaksi, mätäspinta ja rahkaisuus lisääntyvät, puustoisuus lisääntyy ja avosoiat siirtyvät puustoisiksi soiksi, mikä kaventaa puustoisten soiden sisäistä vaihtelua ja monimuotoisuutta (Kolari 2021, Granlund ym. 2022). Tutkimustietoa

kuivumismuutoksista ei vielä ole, mutta asiaa voitaisiin selvittää vertailemalla historiallisten suokasvillisuuden kartoitustuloksia nykyisiin suotyyppikohtaisesti.

Yleisillä ja laaja-alaisina esiintyvillä luontotyypeillä, kuten räme- ja nevatyypeillä, pienin erikseen rajattava kuvio on Suomen metsäkeskuksen metsävaratiedossa kooltaan ohjeellisesti 0,25–0,5 ha. Harvinaisemmilla ja/tai luontaisesti suppeampina kuvioina esiintyvillä luontotyypeillä, kuten useimmilla korpityypeillä pienin kuviokoko on ohjeellisesti 0,1 ha. Kaikkein harvinaisimmilla, korkean uhanalaisuusluokan luontotyypeillä sekä luontaisesti hyvin pienialaisina esiintyvillä luontotyypeillä (esim. lähteiköt) ei ole ohjeellista kuviokoon alarajaa (Metsäkeskus 2024d, Jalkanen ym. 2025). Työpajassa esitettiin 0,5 ha minimipinta-alarajaa, jota pidetään myös ennallistamisen alarajana. Työpajassa todettiin kuitenkin myös, että ennallistaminen ei tunnistamiskriteereissä ole olennainen asia ja että minimipinta-ala vaatimusta ei saisi asettaa liian korkeaksi.

Työpaja- ja asiantuntijakeskusteluiden pohjalta puustoisten soiden luontotyyppin minimipinta-alaksi päädyttiin ehdottamaan 0,1 ha, Puustoiset suot voivat esiintyä luontaisesti hyvin pieninä erillisinä kohteina tai suotyyppien mosaiikkina tai suoyhdistymätyyppien osana. Tyypillisesti suoyhdistymien reunoilla, erillisinä juotteina laaksoissa tai painaumissa ja purojen varilla. Lisäksi 0,1 ha pinta-ala kyetään vielä määrittämään paikkatiedosta.

Taulukko 22. Puustoisten soiden ehdotetut tunnistamiskriteerit ja niiden kuvaukset.

Tunnistamiskriteerit	Kuvaus
Suotyyppi ojittamattomilla soilla	Airaksinen & Karttunen (2001) ja ehdotus: Ruohokorpi, mustikkakorpi, puolukkakorpi, metsäkortekorpi, muurainkorpi, pallosarakorpi, tupasvillakorpi, ruohoinen sarakorpi, varsinainen sarakorpi, korpiräme, pallosararäme, isovarapuräme, rahkaräme, ruohoinen sararäme, varsinainen sararäme, tupasvillasararäme, lyhytkorsikalvakkaräme, vaivaiskoivuräme ja tupasvillaräme.
Ei sisällä	Airaksinen & Karttunen (2001) ja ehdotus: Kangasrämeet ja -korvet sisältyvät luonnonmetsiin (9010), lehtokorvet lehtoihin (9050), lettokorvet ja -rämeet lettoihin (7230) ja puustoiset luhdat metsäluhtiin (9080).
Päällekkäisyys muiden luontotyyppien kanssa	Airaksinen & Karttunen (2001) ja ehdotus: Puustoiset suot, jotka ovat päällekkäisiä osia keidas- tai aapasuon suoyhdistymää.
Turvekerros	
*Turpeen paksuus	Airaksinen & Karttunen (2001): Kangaskorvet ja -rämeet, joissa turvekerros on usein paksuudeltaan alle 30 senttimetriä, eivät sisälly puustoihin soihin, vaan voidaan käsitellä boreaalisina luonnonmetsinä. Vaihtoehtoiset ehdotukset: a) ≥ 30 cm, b) ei raja-arvoa (ks. Taulukko 21)
Ojitustilanne	
*Ojittamaton suo, ojikko tai muuttuma	Syke & Metsähallitus (2020): Mikäli ojitusvaikutus on edennyt pitkälle (pääosa suosta pitkälle edennyttä muuttumaa tai turvekangasta, jolla alkuperäisen suotyyppin ominaispiirteitä ei enää tunnistettavissa) ei luontotyyppiä enää lueta Natura-luontotyyppiä. Ehdotus: Ojittamaton suo; ojikko tai muuttuma, jossa suokasvillisuus vallitseva ≥ 50 %.
Puuston rakenne	
*Latvuspeittävyys	Syke & Metsähallitus (2020): Puustoisten soiden ohjeellinen minimilatuspeittävyys 5–10 %. Ehdotus: ≥ 5 %
Kasvillisuus	
*Suotyyppille tyypillinen kasvillisuus	Airaksinen & Karttunen (2001): Korpisuuden ja rämeisyyden vallitsevuus kasvillisuudessa ja kullekin suotyyppille ominainen lajisto, kasvillisuuden rakenne ja alueen luonne. Ehdotus: Ojittamaton suo: ≥ 75 % tyypillistä räme- ja korpikasvillisuutta Mikäli ojituksen seurauksena siirtymää kuivempaan havaittavissa, ≥ 50 % tyypillistä räme- ja korpikasvillisuutta, yhdistelmätyypeissä ≥ 20 %.

10.5. Ehdotukset puustoisten soiden hyvän tilan määrittämisen kriteereiksi

Työpaja- ja asiantuntijakeskustelussa todettiin puustoisten soiden rakennepiirteitä tutkitun vähän ja siten puustoisille soille on vaikea löytää tutkimukseen perustuvia hyvän tilan kriteerejä. Kangasmetsien kriteerit sopivat osin vain järeämpipuustoisille korpikohteille. Puustoisten soiden edustavuutta kuvastavat korpisuuden ja rämeisyyden vallitsevuus kasvillisuudessa. Tämä tarkoittaa kullekin suotyyppille ja maantieteelliselle alueelle ominaista lajistoa, joka

voidaan määrittää opaskasvien avulla, suokasvillisuuden (putkilokasvit ja/tai sammalet) edustavuutta, lajiston rakennetta (runsaus, peittävyys, lajien/lajiryhmien runsaussuhteet) ja alueen luonnetta (Airaksinen & Karttunen 2001, Jalkanen ym. 2025).

Hyvän tilan määrittelyssä huomioidaan myös suon rakenne ja toiminta. Rakenteellisen hyvän tilan määrittämisessä olennaista on puuston luontainen määrä, sillä se vaikuttaa sekä suon lajistoon että vesitalouteen. Keskeisiä rakenteellisia tekijöitä ovat muun muassa turvekerros ja sen paksuus sekä suovedenpinnan tasoa kuvaavien suon pienmuotojen eli mätäs-, väli- ja rimpipintojen vaihtelu ja keskinäiset osuudet. Näissä on vaihtelua puustosiin soihin sisältyvien eri suotyyppeiden välillä (Kaakinen ym. 2018a, 2018b, Eurola ym. 2015).

Puustoisten soiden toiminnassa keskeistä on vesitalous suolla ja sen ulkopuolella. Puustoiset suot ovat vesi- ja ravinnetalouden osalta heterogeeninen luontotyyppi. Korvet ovat mienotrofisia ja reunavaikutteisia suotyypppejä. Ne saavat vettä ja ravinteita sekä ohuen turpeen alta mineraalimaasta, että ympäristön pinta- ja pohjavesistä. Toisessa ääripäässä ovat karuimmat (ombrotrofiset) rämeet, kuten rahkarämeet tai karuimmat isovarpu- ja tupasvillarämeet, jotka saavat veden ja ravinteet pääosin sadevedestä. Lisäksi on jatkumo erilaisia ekologisia tilanteita (Eurola ym. 2015, Kaakinen ym. 2018a).

Tässä selvityksessä ehdotetaan puustoisten soiden vesitaloutta kuvaavaksi hyvän tilan kriteeriksi sitä, että suo on ojittamaton tai ennallistunut (Taulukko 23). Hyvässä tilassa olevalla suolla keskeistä on suon vesitalouden eheys, vaikuttavatko mahdolliset ojitukset kasvillisuuteen. Suovedenpinnan taso tulee olla suotyyppille luonteenomainen sekä veden alkuperä, veden määrä ja virtaukset sekä vesikemia (pH, ravinteet) luontaista vastaavat. Luontotyypin ulkopuolella tehdyt ojitukset voivat myös vaikuttaa kohteen vesitalouteen. Metsien käsittelyt, ojitusten määrä, ojen ikä ja kunto sekä topografia vaikuttavat valuma-alueen vedenpidätkykseen. Valuma-alue tarkastelu voi olla tarpeellista tämän arvioimiseksi (Arnkil ym. 2024).

Muuttumissa vedenpinta on alentunut selvästi (rimpipinnat ovat muuttuneet vähintään välipinnoiksi ja välipinnat mätäspinoiksi), rimpipinnoille on ilmaantunut karhunsammalia ja puuston kasvu on selvästi elpynyt (taimettuminen ja pidentynyt latvakasvu) (Eurola ym. 1995, Laine ym. 2021). Hyvän tilan määrittelyyn vaikuttaa myös kohteella tehtyjen toimien historia ja käsittelyvoimakkuus. Muuttuman alkuperäinen suotyyppi saattaa olla tunnistettavissa. Tosin työpajakeskusteluissa todettiin, että käytännössä sen tunnistaminen voi olla vaikeaa etenkin, jos ojituksista on pitkä aika. Olennaista kuitenkin on, että luontotyyppiin kuuluvalla muuttumalla on riittävästi tunnistettavissa alkuperäisen suotyypin ominaispiirteitä.

Puuston osalta hyvän tilan kriteereiksi ehdotetaan luontaista puuston määrää, luontaista puulajivalikoimaa, eri-ikäisrakennetta, satunnaista tilajakaumaa ja vanhojen, elävien puiden esiintymistä. Työpajakeskustelujen mukaan metsänkäsittelyssä oleellista on, että se ei saa aiheuttaa kohteen vesitalouden merkittävää häiriintymistä. Puusto määrä voi vaihdella suotyypin luontaisen vaihtelun rajoissa. Puuston rakennetta arvioitaessa on huomioitava suotyyppi, maantieteellinen sijainti, paikallisolosuhteet sekä puuston luontainen sukkessiovaihe. Rakennepiirteiden tarkastelussa tulee muodostaa kokonaiskuva kohteesta: esiintyykö eri puolilla kuviota kyseistä rakennepiirrettä, onko se luonnontilaista tai sen kaltaista vai heikentynyttä.

Puuston vaihtelevakorkeuksinen kerroksellisuus määritellään siten, että latvustoon kuuluu sekä vallitsevaa että vallittua puustoa ja puuston pituusvaihtelu on 20–50 % valtapituudesta. Latvuserroksellisuuden tarkastelussa on oleellista, onko kerroksellisuudessa luonnollista vaihtelevuutta, vai onko kerroksellisuus puhtaasti metsätalouden luomaa. Eri-ikäisyydellä

tarkoitetaan sitä, että puustossa esiintyy suuressa määrin vähintään kolmea puusukupolvea (Jalkanen ym. 2025).

Puuston satunnainen tilajakauma yleensä täyttyy silloin, kun puustoa ei ole käsitelty perinteisen tasaikäsrakenteisen metsänkasvatuksen alaharvennuksilla ja väljennyshakkuilla. Satunnainen tilajakauma tarkoittaa luonnontilaisen suometsän ryhmittynyttä lähestyvää runkojen tilajärjestystä, jossa runkoja sijaitsee toisaalta tiheinä ryhminä ja toisaalta aukkoisuutta esiintyy. Aukkoisuutta määriteltäessä tulee huomioida, että myös pystyyn kuolleet puut luovat aukkoisuutta (Jalkanen ym. 2025).

Runkojen satunnaisuutta tarkasteltaessa tulee myös huomioida, esiintyykö sitä eri puustoositteissa ja eri puulajeilla. Esimerkiksi ojitettu korpi, jossa kasvatettava puusto on tasavälisenä hoidettua hieskoivikkoa, jonka alle on muodostunut satunnaiseen järjestykseen nuori kuusialikasvos, ei täytä satunnaisen tilajakauman rakennepiirrettä. Metsätaloudessa satunnaisella tilajärjestyksellä voidaan myös tarkoittaa tilannetta, jossa rungot sijaitsevat ”satunnaisesti” eivätkä riveissä tai tasavälein (Jalkanen ym. 2025).

Lannoituksen vaikutukset puustoon ja erityisesti muuhun kasvillisuuteen tulee huomioida (Aira-Räsänen & Karttunen 2001, Luonnonvarakeskus 2023). Ojitukset ja/tai lannoitukset voivat voimistaa puuston kasvua, jolloin puusto on tiheämpää ja/tai järeämpää verrattuna luonnontilaiseen suohon.

Vanhat, elävät puut ja lahoppuut ovat tärkeitä elinympäristöjä muun muassa selkärangattomille ja runkoepifyyttilajistolle. Asiantuntijakeskusteluiden pohjalta päädyttiin ehdottamaan vanhojen puiden raja-arvoksi korvissa 80 vuotta uudistusikä mukaisesti ja rämeillä 150 vuotta puiden hidaskasvuisuuden takia. Kivennäismaan luonnontilaisille ja vanhoille metsille asetettuja raja-arvoja kuolleen puun määrälle tai valtapuuston iälle voitaneen soveltaa lähinnä rehevimmille korville, mutta suurimmalle osalle suometsiä (karut korvet, rämeet) nämä samat raja-arvot eivät päde (Syrjänen ym. 2024). Työpajakeskusteluissa todettiin lahoppuuta olevan usein enemmän ojituksen jälkeen, koska suo on kuivunut ja puustottunut. Lahoppuun määrä lisäksi vaihtelee suotyyppistä riippuen ja määrä on siten erilainen korvissa ja rämeillä.

Asiantuntijakeskusteluissa esitettiin eri suotyypeille eri arvoja lahoppuun määrän suhteen. Kiinteä kuolleen puun minimi-ilavuus ei toimi kriteerinä erityisesti rämeillä, missä lahoppu on tavallisesti hyvin pieniläpimittaista ja vaihtelee laajoissa rajoissa. Raportissa päädyttiin ehdottamaan hyvän tilan kriteeriksi puustoisille soille lahoppuun tilavuusosuutta ≥ 10 % koko puuston tilavuudesta. Prosenttiosuus puuston tilavuudesta ottaa automaattisesti huomioon kasvupaikkojen välisen vaihtelun. Lahoppuun määrän lisäksi hyvän tilan kriteeriksi ehdotetaan lahoppuun esiintymistä pysty- ja maalahoppuuna sekä eri lahoasteina.

Esimerkkinä mahdollisesta täydentävästä hyvän tilan kriteeristä on kohteen hyvä kytkeytyneisyys lähimpään Natura-alueeseen, luonnontilaiseen suoalueeseen tai muuhun suolajiston lähialueeseen, millä suon tilaa voidaan parantaa lajiston säilymisen, palautumisen ja geneettisen monimuotoisuuden säilymisen osalta.

Muita esimerkkejä täydentävistä hyvän tilan kriteereistä, joita voitaisiin rajatapauksissa käyttää, ovat paitsi kohteen ja sen valuma-alueen tila, muun muassa ojituksen määrä ja ojien kunto, mutta myös muu ihmistoiminnan intensiteetti kohteessa ja sen ympäristössä. Ihmistoiminnan vaikutusten voimakkuuteen vaikuttaa esimerkiksi kohteen koko. Valtakunnan metsien inventoinnin maastotyöohjeessa (Luonnonvarakeskus 2023) ihmistoiminnan vaikutukset

-muuttujan mukaisesti ihmistoiminnan kannalta hyvän tilan täydentävä kriteeri voisi olla vähäinen maastossa havaittava ihmisen vaikutus. Kriteerin määritelmä on seuraava; ihmistoiminnasta on olemassa vain vähäisiä merkkejä, ojitusta ei ole kohteella eikä ympäristössä tai vain vähäistä yksittäisten ojien vaikutusta havaittavissa. Merkkejä vanhoista poimintahakkuista voi esiintyä. Maaston kuluminen on vähäistä (vain yksittäisiä polkuja) eikä haitallisia vieraskasveja esiinny.

Taulukko 23. Puustoisten soiden ehdotetut hyvän tilan määrittämisen kriteerit ja niiden kuvaukset.

Hyvän tilan kriteerit	Kuvaus
Vesitalous	
*Ojittamaton tai ennallistunut suo	Airaksinen & Karttunen (2001): Luonnontila, Toiminta: Keskeistä on suon vesitalouden eheys, vaikuttavatko mahdolliset ojitukset edelleen suon kasvillisuuteen. Ehdotus: Ojittamaton tai ennallistunut suo: vesitalous, kasvillisuus ja rakennepiirteet eivät ole selvästi muuttuneet.
Puuston rakenne	Airaksinen & Karttunen (2001): Luonnontila, Rakenne: Alueen puusto on luonnontilassa. Se on eri-ikäisrakenteinen, satunnaisesti jakautunut ja kerroksellinen.
*Luontainen puuston määrä	Ehdotus: Puuston määrä suotyyppin luontaisen vaihtelun rajoissa.
*Luontainen puulajivalikoima	Ehdotus: Suotyyppille luonteenomaiset puulajit.
*Eri-ikäisrakenne	Ehdotus: Eri-ikäisrakenne tai eri ikäluokkia.
*Satunnainen tilajakauma	Ehdotus: Ryhmittäinen tai satunnainen tilajärjestys.
*Vanhat elävät puut	Ehdotus: Vanhoja puita (korvet > 80 v, rämeet > 150 v).
Kuollut pysty- ja maapuu	Airaksinen & Karttunen (2001): Luonnontila, Rakenne: Lahopuuta (korvet) tai keloja (rämeet) on runsaasti tai kohtalaisesti.
*Kuolleen puun määrä	Ehdotus: Kuollutta puuta ≥ 10 % koko puuston tilavuudesta.
*Lahopuujatkumo	Ehdotus: Eri lahovaiheiden pysty- ja maapuuta esiintyy.

Selvitystarpeina asiantuntija-arvion pohjalta päädyttiin seuraavaan. Puustoisten soiden ominaispiirteiden ja raja-arvojen tarkempi määrittely edellyttää tutkimuksia ja selvityksiä. Oletettavaa on, että puustoisten soiden luontotyyppin heterogeenisyyden vuoksi eri raja-arvoja jouduttaneen asettamaan eri suotyypeille ja myös alueellisesti. Ilmastonmuutoksen mahdollisesti aiheuttaman kuivumisen toteamiseksi pitäisi tarkastella kasviyhteisöjen kehityssuuntia esimerkiksi VMI-kasvillisuusaineistoista, onko suokasvilajit vähentyneet ja metsäkasvilajit runsastuneet. Kuivumista on tapahtunut rämeillä, nevoilla ja aapasoilla (Kolari 2021, Granlund ym. 2022) mutta sitä voi olla tapahtunut korvissakin. Esimerkiksi Ruuhijärven (1960), Saraston (1961) ja Eurolan (1962) väitöskirjoissa esitettyjä suotyyppikohtaisia taulukoita voisi hyödyntää tarkasteltaessa puustoisten soiden kasvillisuuden tilannetta 50-luvulla. Näitä tuloksia olisi mahdollista verrata uudempiin tuloksiin, kuten VMI-kasvillisuusdataan, ja siten selvittää, onko ja missä määrin pääteltävissä muutosta metsäisempiin ja kuivempiin kasviyhteisöihin.

10.6. Metsänkäsittelyt

Luonnontilaisen kaltainen puustorakenne ja -dynamiikka ovat puustoisilla soilla keskeisiä luonnon monimuotoisuutta edistäviä ominaispiirteitä. Ne ylläpitävät osaltaan näille soille tyyppistä lajistoa: vanhat puut ja lahoppuut ovat tärkeitä elinympäristöjä muun muassa selkärangattomille ja runkoepifyyttilajistolle.

Vesitaloudeltaan ja puustoltaan luonnontilaiset tai luonnontilaisen kaltaiset puustoiset suot tulisi rajata metsänkäsittelyjen ulkopuolelle (Taulukko 24). Ojittamattomien puustoisten soiden metsänkäsittely heikentää suoluontotyyppien laatua. Tähän ohjeistetaan myös metsänhoidon suosituksissa (Metsänhoidon suositukset, Suoelinympäristöt).

Metsätalousmaiden ojitukset ovat tavoitellun kuivatuksen lisäksi aiheuttaneet usein niihin rajautuvien ojittamattomien suoalueiden osittaista kuivumista. Kuivuneiden soiden tilaa voidaan parantaa palauttamalla niille aiemmin kuuluneita vesiä (Metsänhoidon suositukset, Vedenpalautus suolle). Vedenpalautuksella saadaan myös muita hyötyjä, sillä vastaanottava suo toimii luontaisena kiintoaineen ja ravinteiden pidättäjänä edistämällä vesiensuojelua (Sallantaus ym. 2022). Muillakin ojittamattomien suoalueiden läheisyydessä tehtävillä metsänhoidon toimenpiteillä saattaa olla vaikutusta monimuotoisuudelle arvokkaiden kohteiden tilaan. Tällaisilla kohteilla voisi olla perusteltua siirtyä peitteiseen metsänkäsittelyyn ja luopua ojien ylläpidosta (Taulukko 24).

Ojittamattomien, ei-luonnontilaisten kohteiden, jotka ovat esimerkiksi kuivuneet läheisten ojien vaikutuksesta tai joissa puustoa on käsitelty ilman ojitusta, joukosta tulisi tunnistaa arvokkaimmat kohteet ja rajata ne kokonaan metsänkäsittelyn ulkopuolelle. Myös muita metsätalouden piirissä olevia ojittamattomia kohteita olisi monimuotoisuuden turvaamisen ja luontotyyppien tilan parantamisen näkökulmasta perusteltua rajata metsänkäsittelyjen ulkopuolelle ja suojella. Tällaisten kohteiden pinta-alavaikutavuus on kuitenkin arvioiden mukaan huomattavan iso (Taulukko 26), ja muutoksella voisi olla merkittäviä taloudellisia vaikutuksia suojelukustannusten lisäksi esimerkiksi yksittäisille maanomistajille.

Toisena vaihtoehtona ojittamattomille, ei-luonnontilaisille kohteille esitetään raportissa sellaisia metsänkäsittelyitä, joilla ehdotetut hyvän tilan raja-arvot (ks. luku 10.5) säilyvät, eli puuston kasvattaminen eri-ikäisrakenteisena varovaisin poimintahakkuin ja ojituksesta luopuminen. Tällaiset käsittelyt ja niiden sopivuus eri suotyypeille tulisi arvioida tapauskohtaisesti. Tullevaisuudessa tarvitaan myös seuranta siitä, miten soiden monimuotoisuus ja arvokkaat rakennepiirteet kehittyvät tällaisissa (varovaisesti) käsitellyissä metsissä.

Ojitettujen, metsätalouden piirissä olevien luontotyyppikohteiden osalta raportissa ehdotetaan peitteiseen metsänkäsittelyyn siirtymistä ja ojien ylläpidosta luopumista. Käsittelyt voitaisiin toteuttaa suotyypin mukaan eri-ikäistä, -kokoista ja -lajista puustoa ja pensastoa ylläpitäen sekä harvennusvoimakkuutta säädellen. Monimuotoisuuden näkökulmasta suotyypille ominaisen lehtipuusekoituksen ylläpitäminen, vanhojen puiden ja olemassa olevan lahoppuuston säästäminen ja lahoppuiden lisääminen (esim. tekopökkölöt) sekä tavanomaista suurempi säästöpuusto ovat keskeisiä metsätaloustyössä olevien soiden tilaa parantavia luonnonhoidon toimia. Näiden taustaa ja toteutusta on kuvattu metsänhoidon suosituksissa (Metsänhoidon suositukset, Suoelinympäristöt). Kuten muissakin luontotyyppikohteissa, tästäkin joukosta ennallistettavaksi ja metsänkäsittelyjen ulkopuolelle rajattavaksi sekä suojeltavaksi sopisivat monimuotoisuudelle arvokkaat kohteet, kuten uhanalaiset korvet. Kohteiden

ennallistamisessa keskeistä on ojien täyttö tai patoaminen ja haihduttavan puuston käsittely kohteiden tilan parantamiseksi.

Pitkälle muuttuneista muuttumista ja turvekankaista, jotka eivät kuulu tällä hetkellä luontotyyppiin, voitaisiin ennallistamalla palauttaa arvokkaimmat kohteet takaisin puustoisten soiden luontotyyppiin esimerkiksi osana suoyhdistymien ennallistamista tai valuma-alueen kunnostuksia (Taulukko 24). Kohdevalinnassa tulisi huomioida etenkin monimuotoisuudelle ja vesiensuojelulle tärkeät kohteet, kuten uhanalaiset suoluontotyypit tai arvokkaiden lajiesiintymien lähi- ja yläpuoliset valuma-alueet. On kuitenkin huomioitava, että joissain tapauksissa tällaiset kohteet voivat täyttää boreaalisten luonnonmetsien kriteerit tai ne voivat olla potentiaalisia 9010-luontotyyppin palauttamiskohteita, jolloin ennallistamisessa toimitaan luonnonmetsiä turvaavalla tavalla.

Puustoisten soiden tilaa parantavat toimet voivat vaikuttaa samanaikaisesti useiden luontotyyppien tilan parantamiseen, koska suuri osa puustoisista soista on päällekkäisiä muiden direktiiviluontotyyppien kanssa. Puustoisista soista esimerkiksi 69 % on raportoitu myös joko keidas- tai aapasuoksi. Toimet, jotka parantavat puustoisten soiden tilaa, voidaan laskea kaikkien päällekkäisten luontotyyppien tilan paranemiseksi.

Metsälain 10 §:ssä käsitellään muiden erityisen tärkeiden elinympäristöjen ohella suoelin ympäristöjä, joilla on luonnontilainen tai luonnontilaisen kaltainen vesitalous. Näistä direktiivissä tarkoitettuihin puustoihin soihin voivat kuulua 10 §:n mukaisesti suotyypeistä ruohokorvet, yhtenäiset metsäkorvet ja muurainkorvet ja vähäpuustoiset jouto- ja kitumaan suot. Metsälain 10 §:n erityisen tärkeitä elinympäristöjä ovat myös lähteiden, purojen ja pysyvän veden juoksu-uoman muodostavien norojen sekä enintään 0,5 ha:n suuruisten lampien välittömät lähiympäristöt, joissa voi myös esiintyä suoluontotyyppisiä. Tässä momentissa tarkoitettujen elinympäristöjen ovat pienialaisia tai metsätaloudellisesti vähämerkityksellisiä, mikä voi rajoittaa metsälain vaikuttavuutta puustoisten soiden suojelussa. Isompien pinta-alojen ja taloudellisesti merkittävien kohteiden suojelun keinona on nykytilanteessa luonnonsuojelulaki sekä METSO- ja Helmi-ohjelmien mukaiset toimet (Arnkil ym. 2024).

Metsälain tulkinta on, että saniaiskorvet, ruoho- ja heinäkorvet sekä yhtenäiset metsäkorvet ja muurainkorvet ovat pienialaisia, kun niiden pinta-ala on enintään 2 hehtaaria. Jos metsätaloudellisesti vähämerkityksellisen kohteen pinta-ala on yli 5 hehtaaria, sitä ei pääsääntöisesti voida pitää ympäröivästä metsäluonnosta selvästi erottuvana erityisen tärkeänä elinympäristönä, vaikka muut laissa säädetyt erityisen tärkeän elinympäristön edellytykset täyttyisivätkin.

Puustoisten soiden säilymiseen yksityismailla tarvitaan siis olemassa olevien tukien lisäksi uusia kannusteita ja rahoitusinstrumentteja, sekä muita mahdollisia ohjaavia ja/tai velvoittavia keinoja. Myös toimijat ja maanomistajat tarvitsevat lisää tietoa puustoisten soiden sijainnista, tunnistamisesta ja niiden metsänkäsittelystä.

Taulukko 24. Tunnistettuja potentiaalisia puustoisten soiden tilan parantamiseen tähtääviä metsänkäsittelyitä luontotyyppiin kuuluvilla ja palautettavilla esiintymillä.

Luontotyyppiin kuuluminen	Karkea arvio pinta-alasta	Kuvaus	Potentiaaliset metsänkäsittelyt
Luonnontilaiset tai sen kaltaiset kohteet, kuuluvat luontotyyppiin.	25 % suojelutasoarvionnissa raportoidusta pinta-alasta, josta metsämaalla arviolta 4 %*	Ei ojituksia, ei hakkuita.	Metsänkäsittelyjen ulkopuolelle rajaaminen ja suojelun keinot. Ympäröivillä metsätalouskohteilla ennallistamistoimet (esim. vesienpalautus, oijen tukkiminen) ja suojelu sekä peitteiseen metsänkäsittelyyn siirtyminen.
Ojittamattomat, ei-luonnontilaiset kohteet, kuuluvat luontotyyppiin.	75 % suojelutasoarvionnissa raportoidusta alasta, josta metsämaalla arviolta 40 %*	Ei ojituksia; ojitusvaikutusta ympäröiviltä alueilta ja/tai hakkuita.	Arvokkaimpien kohteiden (esim. uhanalaiset korvet) tunnistaminen ja rajaaminen pois metsätalouskäytöstä. Ennallistamistoimet ja suojelu ympäröivillä kohteilla. Vaihtoehtoiset käsittelyehdotukset metsätalouskohteilla: Metsänkäsittelyiden ulkopuolelle rajaaminen ja suojelun keinot. Sellaiset toimenpiteet, joissa hyvän tilan raja-arvot säilyvät (esim. varovaiset poimintahakkuut, ei ojituksia).
Ojitetut kohteet, kuuluvat luontotyyppiin.	Ei raportoitu direktiiviraportoinnin mukaisessa suojelutasoarvionnissa, pinta-ala tuntematon.	Ojitettu, ojituksesta lyhyt aika tai muutos ollut vain lievä.	Arvokkaimpien kohteiden tunnistaminen ja rajaaminen pois metsätalouskäytöstä, suojelun keinot ja ennallistaminen. Käsittelyehdotukset metsätalouskohteilla: Peitteiseen metsänkäsittelyyn siirtyminen ja oijen ylläpidosta luopuminen. Käsittelyt suotyypin mukaan eri-ikäistä, -koista ja -lajista puustoa ja pensastoa ylläpitäen Lehtipuusekoituksen ylläpitäminen, vanhojen puiden säästäminen, lahoppuun säästäminen ja lisääminen, tavanomaista suurempi säästöpuusto.
Pitkälle edenneet muuttumat ja turvekankaat, eivät kuulu luontotyyppiin.	Ei raportoitu direktiiviraportoinnin mukaisessa suojelutasoarvionnissa, pinta-ala tuntematon.	Ojitettu, puusto käsitelty. Eivät edusta tällä hetkellä luontotyyppiä.	Palauttaminen osaksi luontotyyppiä: esim. osana suoyhdistymien ennallistamista tai valuma-alueen kunnostuksia. Kohdevalinnassa huomioidaan etenkin monimuotoisuudelle ja vesiensuojelulle tärkeät kohteet (uhanalaiset suoluontotyypit, arvokkaiden lajiesiintymien lähi- ja yläpuoliset valuma-alueet jne.).

* Arnkil ym. 2024, VMI12/13

10.7. VMI-aineiston hyödyntäminen arvioinnissa

Seuraavat kappaleet perustuvat vuoden 2025 luontodirektiivin mukaisen suojelutasoarvioinnin kansallisiin muistiinpanoihin. Luontotyyppiin pinta-alaa on selvitetty suojelutasoarvioinnissa VMI-aineiston perusteella, ja poimintakriteerit on mietitty yhdessä Luonnonvarakeskuksen asiantuntijoiden kanssa syksyllä 2024. Luontodirektiivin mukainen suojelutasoarviointi on

toteutettu Suomen ympäristökeskuksessa 2024–2025 (Kukkala ym. 2025, Suomen ympäristökeskus 2025). Luontotyyppin esiintymisalueen pinta-alaa on arvioitu VMI-aineiston perusteella.

Tuoreimmassa luontodirektiivin mukaisessa raportoinnissa puustoiset suot on tunnistettu VMI-aineistoista seuraavilla kriteereillä: 1) ojittamaton suo, jonka päätyyppi on räme tai korpi ja suotyyppi taulukon 25 mukainen. Luettelo kattaa korprien ja rämeiden aidot tyypit lukuun ottamatta lehtokorpia ja ruohokangaskorpia sekä kangaskorpia ja -rämeitä (kuuluvat boreaaliin luonnonmetsiin niiden kriteerien täytyessä). Lisäksi luettelossa on VMI:n sekatyypeistä kaikki muut paitsi keidasräme, lettorämeet ja lettokorvet. 2) Lisäksi ojitetuista soista puustoisten soiden luontotyyppiin on luettu ojikkovaiheen korvet ja rämeet.

Puustoisten soiden rakenteen ja toiminnan (hyvässä tilassa olevan pinta-alan) arvioinnissa on hyödynnetty VMI13:n luonnontilaisuusmuuttujien, etenkin muuttujan 'ihmisen toiminta' tuloksia. Tarkastelu on koskenut boreaalisen alueen ojittamattomia puustoisia soita. Muuttujan kuvausten perusteella on tulkittu, että luokka 0 vastaa luonnontilaista tai luonnontilaisen kaltaista ja tulkittu hyvässä tilassa olevaksi. Luokka 2 on selvästi muuttunutta ja on tulkittu ei hyvässä tilassa olevaksi. Luokan 1 kuvaus sen sijaan voi pitää sisällään todella suuren vaihtelun eri tilanteita, jotka voivat johtua monesta eri syystä ja olla vaikutuksiltaan ja 'vakavuudeltaan' monen asteisia. Siksi pelkästään tällä tiedolla ei ollut katsottu olevan perusteita luokitella luokkaa 1 hyvään tai ei hyvään luokkaan ja on siksi raportoitu luokassa 'tila ei tiedossa'.

Taulukko 25. Vuonna 2025 tehtyä luontodirektiivin mukaista suojelutasoarviointia varten määritellyt poimintakriteerit, joiden avulla puustoiset suot ja hyvässä tilassa olevat puustoiset suot on haettu VMI-aineistosta.

Poimintakriteerit	Kuvaus	
Tunnistaminen		
Ojitus tilanne	Ojittamaton	Ojikko
Päätyyppi	Korpi, räme	
Suotyyppi	Ruohokorpi (RhK), Mustikkakorpi (MK), Metsäkortekorpi (MkK), Puolukkorpi (PK), Pallosarakorpi (PsK), Muurainkorpi (MrK), Korpiräme (KR) Pallosararäme (PsR) Isovarpuräme (IR), Rahkaräme (RaR), Ruohoinen sarakorpi (RhSK), Varsinainen sarakorpi (VSK), Tupasvillakorpi (TK), Ruohoinen sararäme (RhSR), Varsinainen sararäme (VSR), Tupasvillasararäme (TSR), Lyhytkorsikalvakkoräme (LkKaR), Vaivaiskoivuräme (VkaR), Tupasvillaräme (TR)	
Hyvä tila		
Luonnontilaisuus -Ihmissen toiminta	Ei juurikaan merkkejä ihmisen toiminnasta	

Luontodirektiivin mukaisessa suojelutasoarvioinnissa boreaalisen vyöhykkeen puustoihin soihin tuli VMI13-aineiston mukaan 2,089 milj. hehtaaria ojittamattomia soita ja 141 000 hehtaaria ojikoita eli yhteensä 2,230 milj. hehtaaria (Taulukko 26). On huomattava, että ojikkoja koskevista tuloksista ei pysty erottamaan suotyyppikohtaisia tuloksia, joten ei ole tiedossa, paljonko ojikoista edustaa suotyyppijä, jotka luetaan direktiivin mukaisiin puustoihin soihin. Puustoisten soiden luontotyyppien kokonaisalasta 565 000 hehtaaria on VMI:n luokituksen mukaisia metsämaita, 1,124 milj. hehtaaria kitumaita ja 541 000 hehtaaria joutomaita. Puustoisten soiden luontotyyppissä on siten myös niin vähäpuustoisia kohteita, että ne luokitellaan VMI:ssa joutomaiksi.

Taulukko 26. Puustoisten soiden pinta-alan arvioita (ha) luontodirektiiviraportoinnissa käytetyillä määritelmillä sekä ojittamattomien puustoisten soiden osalta erilaisilla lisämääreillä boreaalisella vyöhykkeellä.

Maankäyttö	Direktiiviraportoinnin 2025 määritelmä			Ojittamattomat puustoiset suot				
	Yhteensä	Ojikat	Ojittamattomat	Turvekerros ≥ 30 cm	Ojittamaton ja korkeintaan vähäistä ihmisvaikutusta	..josta turvekerros ≥ 30 cm	Ojittamaton ja ei ihmisvaikutusta	..josta turvekerros ≥ 30 cm
Puuntuotannon ulkopuolella	1 096 100	53 500	1 042 600	927 800	573 900	526 700	532 300	489 700
Puuntuotannossa	1 133 800	87 500	1 046 300	842 100	262 500	242 400	235 100	221 100
..josta metsämaata	443 400	24 500	418 900	257 500	34 500	27 200	20 500	18 100
Yhteensä	2 229 900	141 000	2 088 900	1 770 000	836 400	769 100	767 400	710 900

Boreaalisen vyöhykkeen puustoisten, ojittamattomien soiden pinta-alasta 319 000 hehtaaria on ohutturpeisia soita, joilla turvekerroksen paksuus on alle 30 cm (Taulukko 27). Nämä 319 000 hehtaaria ovat siis VMI:n luokituksissa muita suotyyppijä kuin kangaskorpiä tai kangasrämeitä. Kangaskorpiä ja kangasrämeitä ei luontodirektiivin mukaisessa raportoinnissa ole luettu puustoisten soiden luontotyyppiin. Kun tässä raportissa ehdotettu ohutturpeisuuskriteeri otetaan mukaan, puustoisten soiden luontotyyppien kokonaisalan arvioksi saadaan 1,9 milj. hehtaaria, josta 367 000 hehtaaria on metsämaata.

Ojittamattomien, ohutturpeisten (turpeen paksuus < 30 cm) korpi- ja rämesoiden kokonaisala on VMI13-aineiston mukaan 800 000 hehtaaria koko maassa ja 683 200 hehtaaria boreaalisella vyöhykkeellä. Tästä 369 400 hehtaaria (boreaalisella vyöhykkeellä 319 000 hehtaaria) on puustoista suota direktiiviraportoinnin kriteereillä (ts. taulukon 25 mukaista suotyyppiä) 379 300 hehtaaria on kangaskorpiä tai -rämeitä, 10 400 hehtaaria lehtokorpiä ja 41 000 hehtaaria on jotain muuta suotyyppiä.

Taulukko 27. VMI13-aineiston perusteella lasketut ojittamattomien, ohutturpeisten (turpeen paksuus < 30 cm) soiden pinta-alan arviot (ha) boreaalisella vyöhykkeellä, alpiinisella vyöhykkeellä ja koko maassa.

Kasvillisuusvyöhyke	Puustoisen suon tyyppi	Kangaskorpi tai -räme	Lehtokorpi	Muu suotyyppi	Yhteensä
Boreaalinen	319 000	333 000	8 400	22 800	683 200
Alpiininen	50 400	46 300	2 000	18 100	116 900
Koko maa	369 400	379 300	10 400	41 000	800 000

Jos ohutturpeusluku liitetään puustoisen suon luontotyyppiin määritelmään, puustoisten soiden luontotyyppiin ala pienenee siis 369 400 hehtaaria koko maassa ja 319 000 hehtaaria boreaalisella vyöhykkeellä. Tästä alasta kuitenkin 99 800 hehtaaria (boreaalisella vyöhykkeellä 81 000) kuuluisi boreaalisen luonnonmetsään luontotyyppien suojelutason arvioinnissa käytetyillä kriteereillä. Jos boreaalisen luonnonmetsän kriteeriin liitetään LuTU-arvioinnin mukainen ikäkriteeri, edellä mainitusta 369 400 hehtaarin alasta 78 000 hehtaaria (59 000 hehtaaria boreaalisella vyöhykkeellä) on luonnonmetsää.

Edellä puustoisten soiden määritelmään on liitetty vain ojitustilanteen tarkastelu. Ojittamattomista soista 586 000 (boreaalisella vyöhykkeellä 565 500, Taulukko 28) hehtaaria on puustoltaan luonnontilaisen kaltaista, 355 200 (kaikki boreaalisella vyöhykkeellä) hehtaaria puuston rakenteeltaan jonkin verran muuttunutta ja 656 400 (kaikki boreaalisella vyöhykkeellä) hehtaaria harvennusten tai viljelyn vuoksi selvästi luonnontilaisesta muuttunutta. 638 000 (511 900) hehtaaria on joutomaata, jolla puuston luonnontilaisuutta ei arvioida.

Taulukko 28. Ojittamattomien, puustoisten soiden luontotyyppiin suotyyppisiin kuuluvien soiden pinta-ala (ha) turvekerroksen paksuuden ja puuston luonnontilaisuusluokan mukaan boreaalisella vyöhykkeellä. Luokkaselitykset: 0=Luonnontilaisen kaltainen puusto 1=Merkkejä vähäisestä harvennuksesta 2=Viljelty tai hakkuut selvästi nähtävissä puuston rakenteessa.

Turvekerroksen paksuus	Luonnontilaisuusluokka (metsä- ja kitumaat)			Joutomaa	Yhteensä
	0	1	2		
<30 cm	80 600	58 500	164 000	15 900	319 000
≥30 cm	484 900	296 700	492 400	496 000	1 770 000
Yhteensä	565 500	355 200	656 400	511 900	2 088 900

VMI-aineisto sopii kohtuullisen hyvin puustoisten soiden luontotyyppiin kokonaismäärän arviointiin tässä raportissa ehdotetuilla kriteereillä. Suotyyppien määrittäminen ei ole täsmällistä, mikä näkyy VMI-aineistoissa siinä, että pysyvillä koealoilla ojittamattomien soiden suotyyppi muuttuu usein inventointien välisen 5 vuoden aikana (luokitukset tehdään edellisen mittauksen luokituksista riippumatta). Tässä raportissa ehdotettu turvekerroksen 30 cm paksuusluku auttaisi luokituksen täsmällisyyttä ohutturpeisten soiden osalta, sillä turpeen paksuus on helpommin määritettävä tunnus kuin soilla monesti laikuittain vaihteleva kasvillisuus. Tieto löytyy nykyisestä ja vanhemmistakin VMI-aineistoista.

Kehittämistarpeet:

- Suokasvillisuuden 50 %:n osuusluku ei saa nykyisistä VMI-aineistoista, ja siten kriteerin käyttäminen edellyttäisi muuttujan lisäämistä VMI:n yhteyteen.

11. Paikkatieto- ja kaukokartoitusaineistojen hyödyntämismahdollisuudet metsäisten luontotyyppien tunnistamisessa ja tilan arvioinnissa

11.1. Tarkastelun rajaus

Paikkatieto tarkoittaa tietoa kohteesta, jonka sijainti tiedetään. Se voi myös kuvata toimintaa tai ilmiötä, jolla on sijainti. Paikkatieto on siten tietokokonaisuus, joka muodostuu sijaintitiedosta ja kohteen tai ilmiön ominaisuuksista kuvaavasta ominaisuustiedosta (Tilastokeskus 2025). Paikkatietoa voidaan kerätä kaukokartoituksen avulla. Metsän kaukokartoitus tarkoittaa metsän havainnointia sähkömagneettista säteilyä havaitsevien sensorien avulla (Korhonen ym. 2024b). Kaukokartoituksessa sensorit voidaan kiinnittää kohteen yläpuolella olevaan alustaan, kuten satelliittiin, lentokoneeseen tai drooniin. Kaukokartoituksessa käytettäviä passiivisia sensoreita, jotka havaitsevat kohteen heijastamaa auringon säteilyä, ovat esimerkiksi valokuvakamera tai näkyvän valon ulkopuolisia aallonpituuksia tallentava multispektri- ja hyperspektrikamerat (Ikkala ym. 2024, Korhonen ym. 2024b). Metsänarvioinnissa käytettäviä aktiivisia sensoreita ovat laserkeilaimet, jotka lähettävät yleensä infrapunasäteilyä ja satelliittien tutkat, jotka lähettävät mikroaaltoja. Aktiiviset sensorit lähettävät itse säteilyä ja havaitsevat sen heijastumista kohteesta (Korhonen ym. 2024b).

Droonien alhaisen lentokorkeuden takia ne soveltuvat parhaiten kuvio- ja tilatason kaukokartoitukseen. Kuviotasolla tiedon keräämistä monimuotoisuusindikaattoreista on tutkittu myös metsäkoneisiin kytkettyjen sensoreiden avulla. Tällä tavalla kerätyn tiedon hyödyntäminen rajoittuu kuitenkin metsiköihin, joista on tehty hakkuita (Korhonen ym. 2024b). Maastolaserkeilauksen soveltuvuutta esimerkiksi maalahopuun kartoitukseen on selvitetty (Tanhuanpää ym. 2022), mutta tätäkin menetelmää on mahdollista käyttää vain pienillä alueilla. Metsänarvioinnissa yleisesti käytetyissä ilmaisissa Landsat- ja Sentinel-satelliittikuvissa erotuskyky on puolestaan rajallinen, minkä takia ne soveltuvat parhaiten avohakkuiden ja puustotunnusten estimointiin, mutta huonosti monimuotoisuutta kuvaavien indikaattoreiden seuranta kuviotasolla. Kaupallisilta satelliittikuvayrityksiltä on mahdollista hankkia huomattavasti tarkempia kuvia, mutta nämä kuvat ovat kalliita ja ne on tilattava etukäteen. Lisäksi kuvat kattavat vain pienen alueen kerrallaan, ovat usein epäoptimaalisen viistossa kuvauskuulmassa ja kuvien saatavuutta voi rajoittaa pilvisyys (Korhonen ym. 2024b).

Ilmakuva- ja laserkeilausaineistot muodostavat tärkeimmän suuraluetason tietolähteen metsien monimuotoisuuden arviointiin metsikkökuviotasolla (Korhonen ym. 2024b). Tämän takia seuraavissa alaluvuissa keskitytään lähinnä ilmakuva- ja laserkeilausaineistojen hyödyntämismahdollisuuksiin luontotyyppien tunnistamisessa ja tilan arvioinnissa. Alaluvussa 11.2 kuvataan Suomen metsäkeskuksen (jäljempänä Metsäkeskus) metsävaratieto ja alaluvussa 11.3 sen hyödyntämismahdollisuudet raportissa ehdotettujen kriteerien arvioimiseen. Alaluvussa 11.4 tarkastellaan olemassa olevia paikkatieto- ja kaukokartoitusaineistoja, joita mahdollisesti voitaisiin hyödyntää luontotyyppien tunnistamisessa tai tilan arvioinnissa sekä aineistojen kehittämismahdollisuuksia. Alaluvussa 11.5 luodaan katsaus näiden aineistojen lähivuosien kehitysnäkömiin.

11.2. Suomen metsäkeskuksen metsävaratiedon kuvaus

Metsäkeskus tuottaa paikkatietoaineistona erilaista avointa metsä- ja luontotietoa (ks. Metsäkeskus 2025a). Metsäkeskuksen tuottama metsävaratieto sisältää tietoa muun muassa metsien kasvupaikoista ja puustosta, erityisen tärkeistä elinympäristöistä sekä metsien käytöstä. Metsävaratiedot metsien laadusta ja puumäärästä perustuvat laserkeilaamalla kerättyyn tietoon tai vanhempaan, maastossa kerättyyn ja ajantasaistettuun metsäsuunnittelutietoon (Metsäkeskus 2025b). Metsäkeskuksen metsävaratietoa ei tähän saakka ole käytetty luontotyyppien tunnistamisessa ja tilan arvioinnissa, mutta metsävaratiedon tuottamiseen käytetyn laserkeilausaineiston tarkentuessa metsävaratieto saattaa tulevaisuudessa soveltua hyödynnettäväksi osana tätä arviointia.

Metsäkeskuksen metsävara-aineisto koostuu hila-aineistosta ja kuvioaineistosta sekä näiden tuottamiseen käytetystä koeala-aineistoista. Metsäkeskuksen inventointikoealat ovat kaukokartoitusperusteisen puustotulkinnan mallinnus- ja referenssiaineistoksi maastossa mitattuja, tarkasti paikannettuja koealoja. Kullekin inventointialueelle on sijoitettu noin 600–800 koealaa niin, että ne kattavat mahdollisimman hyvin alueen metsien vaihtelun. Inventointikoealan suurin säde on 9 metriä. Avoimesti jaettavassa aineistossa kustakin koealasta on sijaintitiedot, kasvupaikkatunnukset sekä puulajiryhmittäin koealalta mitatut puustotunnukset ja mittaustiedoista lasketut tilavuustiedot. Koeala-aineistoja on saatavilla vuodesta 2019 eteenpäin (Metsäkeskus 2025c).

Metsäkeskuksen hila-aineisto on 16 m x 16 m kuva-alkioista koostuva, lähes koko maan kattava aineisto, jossa kullekin kuva-alkiolle on laserkeilaus-, ilmakuva- ja koeala-aineiston yhdistelmänä tuotettu joukko puustoa ja kasvupaikkaa kuvaavia tunnuksia. Kuva-alkioille johdettuja tunnuksia ovat mm. tilan rekisterinumero, maaluokka, päätyyppi, kasvupaikkaluokka, maalaji, ojitustieto, kehitysluokka, pääpuulaji, laserkorkeus, lasertiheys, puulajiryhmittäin (mänty, kuusi, lehtipuut) ikä, pohjapinta-ala, runkoluku, keskiläpimitta, keskipituus ja tilavuus. Nykyisen hila-aineiston tuottamisessa käytetyn laserkeilausaineiston pistetiheys on 5 pistettä neliömetrillä ja ilmakuva-aineiston maastotarkkuus on 40 cm. Nykyinen hila-aineisto on tuotettu vuosien 2020–2025 laserkeilausaineistoilla, joten aineiston vanhimmat osat ovat muutama vuotta vanhoja. Vuodesta 2024 lähtien aineistoa on kuitenkin ajantasaistettu puuston kasvumallien ja hakkuutietojen avulla. Hila-aineisto on kuva-alkiotasolla huomattavan tarkkaa satelliittikuviin pohjautuviin aineistoihin verrattuna, useimpien puustotunnusten keskivirhe on 20–30 % aineiston tuottamishetkellä. Aineisto on avoimesti saatavilla teknisen rajapinnan kautta ja paikkatietoaineistona (Metsäkeskus 2025d, 2025e).

Metsäkeskus on tuottanut kuvioaineiston yksityismetsiin. Aineisto on tuotettu hila-aineistosta yhdistämällä puustoltaan, kasvupaikaltaan ja toimenpiteiltään samankaltaiset kuva-alkiot metsikkökuvioiksi. Kuvioden keskikoko on 1,4 hehtaaria. Metsävarakuvioaineisto sisältää samat tiedot kuin hila-aineisto kuviotasolle yhdistettynä. Lisäksi kuviotietoihin sisältyvät tiedot metsänkäsittelyehdotuksesta ja tiedot metsälain erityisen tärkeistä elinympäristöistä sekä muut tiedossa olevat luontoarvot. Metsävarakuvioaineisto ajantasaistetaan kahden viikon välein hakkuutietojen avulla ja vuosittain kasvumallien avulla. Aineisto on avoimesti saatavilla teknisen rajapinnan kautta ja paikkatietoaineistona (Metsäkeskus 2025f).

11.3. Suomen metsäkeskuksen nykyisen metsävaratiedon hyödyntämismahdollisuudet metsäisten luontotyyppien tunnistamisessa ja tilan arvioinnissa

11.3.1. Borealiset luonnonmetsät

Tällä hetkellä Metsäkeskuksen metsävaratietojen perusteella ei pystytä tunnistamaan boreaalisia luonnonmetsiä ja niiden hyvää tilaa tässä raportissa ehdotetuilla kriteereillä (Taulukko 29). Kasvupaikkatyypistä ei ole kattavaa ja luotettavaa tietoa metsävaratiedoissa. Vanhojen metsien määrittämistä varten tarvittaisiin tieto puuston iästä. Metsävaratiedoissa puuston ikä on kaukokartoitusaineistoista johdettu pääosin puuston näkyvistä piirteistä (Metsäkeskus 2025g), minkä takia ikätieto on suuntaa-antava.

Metsäkeskuksen metsävaratieto tuotetaan nykyisin aluepohjaisella tulkinnalla, eikä puuston tilajärjestystiedon tuottamiseen ole vakiintunutta menetelmää. Myöskään puuston kerroksellisuudesta ei tällä hetkellä ole tietoa metsävaratiedoissa. Pystyyn kuollut puu voidaan tunnistaa kohtuullisella tarkkuudella ilmakuvilta ja tarkoilta satelliittikuvilta (Metsäkeskus 2025h). Aineistojen perusteella pystytään tunnistamaan kohteet, joilla on kuollutta pystypuuta, mutta ei esimerkiksi pystypuun tarkkaa määrää ja puulajia. Tarkempi kuolleen pystypuun määrä ja laadun arviointi vaatii maastovarmennuksen. Kuolleesta maapuusta ei ole tällä hetkellä tuotettavissa riittävän tarkkaa tietoa kaukokartoitusaineistojen perusteella. Metsikön eliölajistollisesta monimuotoisuudesta ei löydy tietoa metsävaratiedoista.

Taulukko 29. Metsäkeskuksen metsävaratiedon hyödyntämismahdollisuudet arvioiden tuottamiselle tässä raportissa ehdotetuille boreaalisten luonnonmetsien tunnistamis- ja hyvän tilan kriteereille.

Tunnistamis- ja hyvän tilan kriteerit	Metsävaratiedon hyödyntämismahdollisuudet
Kasvupaikkatyyppi	Ei löydy kattavaa ja luotettavaa tietoa kasvupaikkatyypistä.
Puuston ikä * Vanhat metsät * Nuoret sukkessiovaiheet	Ei pystytä hyödyntämään. Ikätieto on metsävaratiedoissa suuntaa antava. Ei pystytä hyödyntämään. Nuoria sukkessiovaiheita ei pystytä tunnistamaan metsävaratiedoista.
Puuston luonnontilaisuus * Puuston satunnainen tilajakauma * Puuston muu luonnontilaisuus a) joko puuston vaihtelevakorkeuksista kerroksellisuutta ja lahoppuun esiintymistä tai lahoppuuston esiintymistä TAI b) puuston jatkuvakorkeuksista kerroksellisuutta TAI c) kuolleen pystypuun ja eri lahovaiheiden suurta määrää TAI d) nykyistä puusukupolvea vanhempia puita	Ei löydy tietoa puuston tilajakaumasta. Ei löydy tietoa puuston kerroksellisuudesta. Pystyyn kuollut puu pystytään tunnistamaan kohtuullisella tarkkuudella ilmakuvilta ja tarkoilta satelliittikuvilta. Aineistojen perusteella pystytään tunnistamaan kohteet, joilla on kuollutta pystypuuta, mutta ei pystypuun tarkkaa määrää, puulajia jne. Tarkempi määrittäminen vaatii maastotarkastuksen. Kuolleesta maapuusta ei löydy tietoa riittävällä tarkkuudella. Ei löydy tietoa nykyistä puusukupolvea vanhemmista puista.
Metsikön eliölajistollinen monimuotoisuus	Ei löydy tietoa eliölajistollisesta monimuotoisuudesta.

11.3.2. Harjumetsät

Metsäkeskuksen metsävaratietojen perusteella ei pysty tällä hetkellä tunnistamaan harjumetsiä ja arvioimaan niiden tilaa käyttäen kaikkia raportissa ehdotettuja kriteereitä (Taulukko 30). Metsävaratiedoista ei löydy tietoa harjujen kasvupaikkatyypeistä.

Harjukasvillisuudesta tietoa on ainoastaan joiltakin erityisen tärkeiltä elinympäristökuvioilta ja muista harjujen eliölajeista ei löydy tietoa Metsäkeskuksen tietojärjestelmästä. Metsävaratiedoista löytyy tietoa puuston pohjapinta-alasta ja puulajivaltaisuudesta ja siten mäntyvaltaiset metsät pystytään erottamaan aineistosta. Sieltä ei löydy tietoa avoimesta puuston rakenteesta ja latvuspeittävydestä.

Rinteiden suunta, kaltevuus ja korkeuserot ympäröivään maastoon olisi määritettävissä kartta-aineistoista, mutta näitäkään tietoja ei tällä hetkellä tallenneta Metsäkeskuksen järjestelmiin. Metsäkeskuksen aineistoissa ei ole tunnistettu harjuja syntyhistorian perusteella. Suomen ympäristökeskuksessa tuotettua harjumetsämaskia, jonka laatimiseen on käytetty Metsäkeskuksen aineistojen lisäksi muun muassa Geologisen tutkimuskeskuksen Jäätikköjokimuodostumat-aineistoa (GTK 2005), olisi kuitenkin mahdollista käyttää metsäisten jäätikköjokimuodostumien (sisältäen reunamoreenimuodostumat) tunnistamiseen.

Taulukko 30. Metsäkeskuksen metsävaratiedon hyödyntämismahdollisuudet arvioiden tuottamiselle tässä raportissa ehdotetuille harjumetsien tunnistamis- ja hyvän tilan kriteereille.

Tunnistamiskriteerit	Metsävaratietojen hyödyntämismahdollisuudet
Tulkinta 1 *Avoin puustorakenne *Mäntyvaltaisuus *Harjujen metsätyyppejä *Harjukasvillisuutta *Harjujen eliölajistoa	Ei löydy tietoa avoimesta puustorakenteesta ja latvuspeittävydestä. Puulajivaltaisuudesta löytyy tietoa. Ei löydy tietoa kasvupaikkatyypistä. Harjukasvillisuudesta tietoa ainoastaan joiltakin elinympäristökuvioilta. Ei löydy tietoa harjujen eliölajistosta.
Tulkinta 2 *Eteläisiin tai läntisiin ilmansuuntiin aukeava rinne	Ei löydy tietoa rinteiden suunnasta tai kaltevuudesta, mutta tiedot olisivat tuotettavissa kartta-aineistoista.
Tulkinta 3 *Harjut, joilla selvä korkeusero ympäröivään maastoon	Ei löydy tietoa korkeuseroista ympäröivään maastoon, mutta tieto on tuotettavissa kartta-aineistoista.
Tulkinta 4 *Kaikki syntyhistorian perusteella arvioidut metsäiset jäätikköjokimuodostumat sisältäen reunamoreenimuodostumat, deltat ja sandurit	Ei löydy tietoa harjuista syntyhistorian perusteella, mutta harjujen tunnistamiseen olisi mahdollista käyttää Suomen ympäristökeskuksen tuottamaa harjumetsämaskia.
Hyvän tilan kriteerit	
Tulkinta 1 *Samat kuin tunnistamiskriteerit	Ks. tunnistamiskriteerit
Tulkinnat 2 ja 3 *Mäntyvaltaisuus, avoimuus *Peitteisyys	Puulajivaltaisuudesta löytyy tietoa. Ei löydy tietoa latvuspeittävydestä. Pohjapinta-alasta löytyy tietoa.
Tulkinta 4 *Varsinaiset harjut (valo- ja varjorinteet): ks. Tulkinnat 2 ja 3 *Kaikki: -Metsäpinta-alan säilyminen	

11.3.3. Lehdot

Nykyiset Metsäkeskuksen aineistot soveltuvat huonosti lehtojen tunnistamiseen ja tilan arviointiin tässä raportissa ehdotettuja kriteereitä hyödyntäen (Taulukko 31). Metsävaratiedossa ei ole kattavaa ja luotettavaa tietoa kasvupaikoista. Maalajista löytyy aluesuunnittelutietoa, mutta tieto ei ole valtakunnallisesti kattavaa.

Puulajit on luokiteltu tiedoissa mäntyyn, kuuseen ja lehtipuuhun. Metsävaratiedosta ei löydy tarkempaa tietoa lehtipuun jakautumisesta eri puulajeihin. Metsäkeskuksen vanhaan Luotsi-järjestelmään kirjattiin tarkempi tieto lehtipuiden puulajeista (myös jalopuista), mutta näitä tietoja ei ole ylläpidetty 1990-luvun jälkeen. Metsävaratiedosta ei löydy tietoa puuston kerroksellisuudesta tai satunnaisesta tilajakaumasta.

Ilmakuva-aineistoista ja tarkoilta satelliittikuvilta on mahdollista erotella kohteet, joilla on kuollutta pystypuuta (Metsäkeskus 2025h), mutta niistä ei ole mahdollista saada selville pystypuun tarkkaa määrää, puulajia, lahoastetta jne. Tarkempi määrittäminen vaatii maastotarkastuksen. Kuolleen maapuun määrästä ja laadusta ei ole Metsäkeskuksen aineistoista tuotettavissa tietoa riittävällä tarkkuudella.

Lehtokasvillisuudesta löytyy Metsäkeskuksen metsävaratiedosta tietoa erityisen tärkeiltä elinympäristökuvioilta (ks. Metsäkeskus 2025i), mutta tietoa ei ole muilta metsävarakuvioilta.

Taulukko 31. Metsäkeskuksen metsävaratiedon hyödyntämismahdollisuudet arvioiden tuottamiselle tässä raportissa ehdotetuille lehtojen tunnistamis- ja hyvän tilan kriteereille.

Tunnistamiskriteerit	Metsävaratiedon hyödyntämismahdollisuudet
Kasvupaikkatyyppi	Ei löydy kattavaa ja luotettavaa tietoa kasvupaikkatyypistä.
Maalaji	Maalajista löytyy aluesuunnittelutietoa, mutta tieto ei ole valtakunnallisesti kattavaa.
Hyvän tilan kriteerit	
Puuston rakenne *Luontainen puulajivalikoima *Puuston kerroksellisuus *Satunnainen tai vaihtelevan ryhmittäinen tilajakauma	Puulajitieto (mänty, kuusi ja lehtipuu) olemassa kuviolta. Lehtipuusta ei kuitenkaan ole mahdollista erottaa eri puulajeja. Ei löydy tietoa puuston kerroksellisuudesta. Ei löydy tietoa puuston tilajakaumasta.
Kuollut pysty- ja maapuu *Määrä *Lahopuujatkumo	Pystyyn kuollut puu pystytään tunnistamaan kohtuullisella tarkkuudella ilmakuvilta ja tarkoilta satelliittikuvilta. Aineistojen perusteella pystytään tunnistamaan kohteet, joilla on kuollutta pystypuuta, mutta ei pystypuun tarkkaa määrää, puulajia, lahoastetta jne. Tarkempi määrittäminen vaatii maastotarkastuksen. Kuolleesta maapuusta ei ole olemassa tietoa riittävällä tarkkuudella.
Lehtokasvillisuus	Ei löydy kattavaa tietoa lehtokasvillisuudesta. Lehtokasvillisuudesta voi olla tietoa joiltakin elinympäristökuvioilta

11.3.4. Puustoiset suot

Tällä hetkellä Metsäkeskuksen aineistot soveltuvat huonosti puustoisten soiden tunnistamiseen ja tilan arviointiin hankkeessa ehdotettuja kriteereitä hyödyntäen (Taulukko 32). Metsäkeskuksen metsävaratiedosta ei löydy kattavasti tietoa suotyypeistä. Metsäkeskuksen metsävaratiedosta ei löydy tietoa turpeen paksuudesta. Aineistoissa tieto suon kuivatustilanteesta perustuu vanhaan aluesuunnittelutietoon, ja tieto ei ole siten ajantasaista eikä se ole

valtakunnallisesti täysin kattavaa. Tämän takia ojitustilanteen arvioiminen on epäluotettavaa metsävaratiedon avulla.

Metsäkeskuksen metsävaratiedossa ei ole tietoa puuston latvuspeittävydestä. Metsävaratiedosta puuttuu myös tieto suotyypille tyypillisestä kasvillisuudesta.

Puulajit on luokiteltu Metsäkeskuksen metsävaratiedossa mäntyyn, kuuseen ja lehtipuuhun. Metsävaratiedoista ei löydy tarkempaa tietoa lehtipuun jakautumisesta eri puulajeihin. Metsäkeskuksen vanhaan Luotsi-järjestelmään kirjattiin tarkempi tieto lehtipuiden puulajeista (myös jalopuista), mutta näitä tietoja ei ole ylläpidetty 1990-luvun jälkeen. Metsävaratietoon ei sisälly tietoa muista ehdotetuista puuston rakennetta kuvaavista kriteereistä.

Ilmakuva-aineistoista ja tarkoilta satelliittikuvilta on mahdollista erotella kohteet, joilla on kuollutta pystypuuta (Metsäkeskus 2025h), mutta niistä ei ole mahdollista saada selville pystypuun tarkkaa määrää, puulajia, lahoastetta jne. Tarkempi määrittäminen vaatii maastotarkastuksen. Kuolleen maapuun määrästä ja laadusta ei ole Metsäkeskuksen aineistoissa olemassa tietoa riittävällä tarkkuudella.

Taulukko 32. Metsäkeskuksen metsävaratiedon hyödyntämismahdollisuudet arvioiden tuottamiselle tässä raportissa ehdotetuille puustoisten soiden tunnistamis- ja hyvän tilan kriteereille.

Tunnistamiskriteerit	Metsävaratietojen hyödyntämismahdollisuudet
Suotyyppi	Ei löydy kattavaa tietoa suotyypeistä.
Turvekerros *Turpeen paksuus	Ei löydy tietoa turpeen paksuudesta.
Ojitustilanne *Ojittamaton suo, ojikko tai muuttuma	Ei löydy hyödynnettävissä olevaa tietoa. Ojitustilanteesta löytyvä tieto on epäluotettavaa. Aineistossa kuivatustilanne perustuu vanhaan aluesuunnittelutietoon, joka alkaa olla vanhaa, eikä se ole valtakunnallisesti täysin kattavaa.
Puuston rakenne *Latvuspeittävyys	Ei löydy tietoa latvuspeittävydestä.
Kasvillisuus *Suotyypille tyypillinen kasvillisuus	Ei löydy tietoa kasvillisuudesta.
Hyvän tilan kriteerit	
Vesitalous *Ojittamaton tai ennallistunut suo	Ei löydy tietoa vesitaloudesta. Vanhojen ojitushankkeiden tiedot eivät ole digitaalisessa muodossa.
Puuston rakenne *Luontainen puuston määrä *Luontainen puulajivalikoima *Eri-ikäisrakenne *Satunnainen tilajakauma *Vanhat elävät puut	Ei löydy tietoa puuston luontaisesta määrästä. Puulajitieto (mänty, kuusi ja lehtipuu) olemassa kuviolta. Lehtipuusta ei ole eroteltavissa eri puulajit. Ei löydy tietoa puuston kerroksellisuudesta. Ei löydy tietoa puuston tilajakaumasta. Ei löydy tietoa vanhoista elävistä puista.
Kuollut pysty- ja maapuu *Kuolleen puun määrä *Lahopuujatkumo	Pystyyn kuollut puu pystytään tunnistamaan kohtuullisella tarkkuudella ilmakuville ja tarkoilta satelliittikuvilta. Aineistojen perusteella pystytään tunnistamaan kohteet, joilla on kuollutta pystypuuta, mutta ei pystypuun tarkkaa määrää, puulajia, lahoastetta jne. Tarkempi määrittäminen vaatii maastotarkastuksen. Kuolleesta maapuusta ei ole olemassa tietoa riittävällä tarkkuudella.

11.4. Aineistojen kehittämismahdollisuudet

11.4.1. Elävä puusto

Puiden tunnistuksen tarkkuus laserkeilausaineistosta riippuu pistetiheydestä sekä tulkittavan puun koosta, naapuripuiden koosta ja siitä, onko kyseessä elävä vai kuollut puu. Lentolaserkeilausaineistoilla voidaan havainnoida suhteellisen luotettavasti suurikokoisten säästöpuiden määrää ja puuston eri-ikäisrakenteisuutta. Sen sijaan pienikokoiset säästöpuut, säästöpuuryhmien pienimmät puut ja kuolleet puut jäävät usein löytymättä (Korhonen ym. 2024b). Vallitsevan latvuserroksen puuston tilajärjestyksestä voidaan yksinpuintulkinnalla tuottaa kohtuullisen tarkkaa tietoa jo nykyisestä laserkeilausaineistosta ja keilausaineiston pistetiheyden liisääntyessä tieto tarkkenee. Tiheämpipulssinen laserkeilausaineisto tarjoaisi myös mahdollisuuden puuston kerroksellisuuden tunnistamiseen. Metsäkeskus on tällä hetkellä kehittämässä puuston kerroksellisuusanalyysijä. Osana metsävaratiedon koostamista käytetyt puukarttakoealat, joilta jokainen puu mitataan ja paikannetaan tarkasti, tarjoavat mahdollisuuden tämän tiedon tarkempaan keräämiseen.

Metsäkeskuksen tuottamassa metsävaratiedossa puulajien tunnistamisessa on hyödynnetty ilmakuvia (Metsäkeskus 2025e). Vähälukuisten puulajien tunnistaminen suuraluetasolla vaatii nykyistä tarkemman tekniikan käyttöönottamista lentokoneilla tehtävissä kartoituksissa (Korhonen ym. 2024b). Hyviä alustavia tuloksia puulajitunnistuksessa on saavutettu rajaamalla puiden latvukset laserkeilausaineiston avulla, käyttämällä hyperspektriaineistoa, jossa on laaja aallonpituusalue ja hyödyntämällä koneoppimistekniikoita (Kivinen ym. 2024).

Luontotyyppien hyvän tilan arvioimisessa saattaisi olla hyötyä metsän historiatiedosta. Historiatiedon avulla voisi olla mahdollista saada tietoa esimerkiksi siitä, onko puustoinen alue ollut aiemmin puutonta suota tai onko metsää viime vuosikymmenien aikana avohakattu tai harvennettu voimakkaasti. Maanmittauslaitos on skannannut digitaaliseen muotoon ja julkaissut historiallisia ilmakuvia, joista vanhimmat ovat 1930-luvulta. Maanmittauslaitoksen historiallisten ilmakuvien arkisto koostuu sen itse tuottamista kuvista, Puolustusvoimien tuottamista kuvista sekä yksityisen sektorin kartoitustarkoitukseen otetuista kuvista. Kuvia on mahdollista hyödyntää esimerkiksi metsien rakenteessa tapahtuneiden muutosten selvittämiseen (Maanmittauslaitos 2024). Julkaistut historialliset ilmakuvat eivät kuitenkaan kata kaikkia alueita ja kuvien laatu asettaa rajoituksia aineiston käytölle esimerkiksi puulajien tunnistamisessa. Lisäksi historiallisten ilmakuvien laajamittainen hyödyntäminen edellyttäisi automaation rakentamista metsien rakenteellisten muutosten tunnistamiseen.

11.4.2. Kuolleet pysty- ja maapuut

Nykyisillä kaukokartoitusmenetelmillä ei ole mahdollista saada tarkkaa tietoa kuolleesta puusta (Metsäkeskus 2024c). Ilmakuvilta on mahdollista tulkita kuolleita pystypuita visuaalisesti, jos niiden latvus on tallella ja puut edustavat vallitsevaa latvuserrosta. Visuaalista tulkintaa ei kuitenkaan voida käyttää suuraluetason tarkasteluissa. Suuraluetason tarkasteluissa on mahdollista tulkita pystylahopuuta ilmakuvilta automaattisilla menetelmillä (Korhonen ym. 2024). Maksuttomasti saatavilla olevien satelliittikuvien erotuskyky ei riitä kuolleiden pystypuiden erotteluun (Korhonen ym. 2024b), mutta maksullisten satelliittikuvien avulla kuolleet pystypuut on mahdollista tunnistaa (Audiomedia Oy 2025). Kansallinen kaukokartoitus ja metsien digitaalinen kaksonen (MetsäKaksonen) -hankkeessa saatiin lupaavia tuloksia pystypuiden tunnistamisesta tiheämpulssisen laserkeilausaineistojen avulla (Heikkilä & Kareinen

2025). Kaukokartoitusperusteisesti ei pystytä tuottamaan luotettavaa tietoa kuolleen puun järeydestä ja tilavuudesta (Metsäkeskus 2024c).

Maalahopuun suora tunnistaminen yhden ajankohdan lentolaserkeilausaineiston avulla edellyttää aineistoa, jossa lasertiheys on suuri. Pieniläpimittaisten runkojen automaattinen tunnistaminen pistepilvestä on haastavaa ja edellyttää yksityiskohtaisempaa aineistoa kuin suuriläpimittaisten runkojen tunnistaminen. Lentolaserkeilaukseen perustuvissa menetelmissä maanpinnan näkyvyyteen vaikuttavat tekijät, kuten runsas aluskasvillisuus heikentävät maalahopuiden havaitsemista ja niiden keskeisten ominaisuuksien määrittämistä. Maapuiden havaitsemiseksi lentolaserkeilausaineisto olisi syytä kerätä lehdettömään aikaan, jotta metsänpohjalla saavutetaan riittävä pistetiheys ja latvusten ja muun kasvillisuuden alle jäävät maapuut erottuvat aineistossa mahdollisimman hyvin (Tanhuanpää ym. 2022).

Maalahopuun kartoituksessa on selvitetty myös muutostulkinnan hyödyntämistä (Tanhuanpää ym. 2022). Tässä menetelmässä hyödynnetään kahden ajankohdan välillä latvustossa tapahtuneita muutoksia, jotka tunnistetaan lentolaserkeilausaineistoista. Pistepilvistä mitattavissa olevia tunnuksia käytetään syöttötietoina malleissa, joilla estimoidaan kaatuneiden puiden läpimittaa ja tilavuutta. Puukohtaisten tietojen perusteella on mahdollista arvioida maise-matasolla esimerkiksi maalahopuun kokonaistilavuus sekä tilavuuden jakautuminen puulajin, läpimitan ja iän muodostamiin ositteisiin. Lisäksi puukohtainen tieto voidaan yhdistää puuaineen lahoamismalleihin ja tuottaa siten tietoa lahoastejakaumasta. Saatavilla oleva lentolaserkeilausaineisto ajallinen kattavuus on kuitenkin riittämätön tämän menetelmän soveltamiseen. Sen sijaan historiallisia ilmakuvia voitaisiin mahdollisesti käyttää erotusmallissa käytettävien pintamallien tuottamiseen. Haasteena muutostulkinnan käytännön hyödyntämisessä on kuitenkin myös latvuston luonnollisten muutosten erottaminen ihmistoiminnan aiheuttamista muutoksista, kuten hakkuista (Tanhuanpää ym. 2022).

Riittävän tarkan tiedon saaminen lahopuulle suuraluetasolla vaatii nykyistä tarkemman tekniikan käyttöönottamista lentokoneilla tehtävissä kartoituksissa (Korhonen ym. 2024b). Korkearesoluutioiset lentokoneesta tai droonista kuvatut aineistot kattavat yleensä rajallisen maantieteellisen alueen. Lentokoneesta kerättävä hyperspektriaineisto on kallista, minkä takia se ei tällä hetkellä sovellu kansallisen tason aineistonkeruumenetelmäksi. Tulevaisuudessa tekniikan kehittyessä satelliiteista tehtävä hyperspektrikuvaus voisi mahdollisesti korvata lentokuvauksen. Lisäksi koneoppimismenetelmät ja eri tahojen tarjoamat kehittyneet laskenta-palvelut mahdollistavat isojen datamassojen tehokkaan käsittelyn ja analysoinnin (Kivinen ym. 2024).

11.4.3. Aluskasvillisuus

Kaukokartoituksella ei saada aluskasvillisuudesta riittävän tarkkoja suoria havaintoja (Korhonen ym. 2024b). Kaukokartoituksen avulla voidaan arvioida potentiaalisia monimuotoisuuskohteita ja jopa ennustaa lajiyhteisöjä, mutta tarkka tieto lajistosta vaatii kuitenkin maastokäyntiä. Kaukokartoituksen avulla tuotettua tietoa voidaan hyödyntää esimerkiksi lajistoon liittyvien maastoinventointien kohdentamisessa (Kivinen ym. 2024).

Kaukokartoitusaineistojen laadun parantuessa on paremmat mahdollisuudet tunnistaa eri kasvilajeja suoraan havainnoimalla niiden heijastamaa säteilyä. Tämä kuitenkin edellyttää ns. spektripankkeja, joihin eri kasvilajien tunnusomaiset heijastusspektrit on kerätty (Korhonen ym. 2024b). Kasvilajien tunnistaminen maasto-olosuhteissa spektrien avulla ei liene

mahdollista käytännön mittakaavassa lähitulevaisuudessa, sillä esimerkiksi kosteusolosuhteet ja valaistus vaikuttavat heijastuspektriin.

Lajitietokeskus ylläpitää tietovarastoa useista eliölajeista, kuten erilaisista sammalista ja putki-
lokasveista. Tietovarastoon kopioidaan kumppaniorganisaatioiden, ympäristöhallinnon ja
luonnonvarahallinnon tutkimuslaitosten, muiden lajitietoa hallinnoivien ja tuottavien valtion
organisaatioiden sekä luonnontieteellisten museoiden tietokannoista alkuperäistä havaintoi-
hin perustuvaa lajitietoa. Lisäksi lajitiedon koostamisessa hyödynnetään kansalaistietoa. Ha-
vaintoaineistoista julkaistaan metatiedot, jotka auttavat tiedon käyttäjää arvioimaan kunkin
aineiston käyttökelpoisuutta (Lajitietokeskus 2025). Lajitietokeskuksen ylläpitämän tietovaras-
ton hyödyntämistä vaikeuttaa se, ettei tietoa ole kerätty kattavasti kaikkialta. Lajitietokeskuk-
sen ylläpitämän tietovaraston hyödyntäminen osana metsäisten luontotyyppien tunnistamista
ja niiden hyvän tilan arviointia vaatisi lisäselvitystä.

11.4.4. Suonpinnan ominaisuudet

Suon vesitalous on keskeisessä roolissa puustoisten soiden tunnistamisessa ja hyvän tilan ar-
vioinnissa. Ilmakuva- ja kartta-aikasarjat ovat usein ainoa tapa selvittää valuma-alueella ta-
pahtuneita muutoksia tai suolla ennen ojitusta vallinnutta tilannetta. Aikasarjoissa on kuiten-
kin katkoksia, eikä kaikkia vanhoja ilmakuvia ole saatavilla. Ilmakuvien lisäksi Maanmittauslai-
tos tuottaa väärävärivakuvia, jotka erottelevat maanpinnan kosteutta valokuvia paremmin (Ik-
kala ym. 2024).

Tässä raportissa ehdotetut puustoisten soiden kriteerit eivät huomioi suon spatiaalista vaihte-
lua. Laserkeilainaineiston tai droonikartoituksen avulla olisi kuitenkin mahdollista tuottaa esi-
merkiksi suon kolmiulotteinen malli. Laserkeilaukset tuottavat yleensä droonin kameraa tar-
kemman maanpintamallin kohteissa, joissa tiheä kasvillisuus häiritsee maanpinnan näkymistä.
Kolmiulotteisina pistepilvimalleina julkaistuja laserkeilausaineistoja helppokäyttöisempiä ovat
Maanmittauslaitoksen valmiiksi tuottamat maanpinnan korkeusmallit ja niiden vinovalovar-
josteet (Ikkala ym. 2024).

Monia soiden ja suokasvillisuuden spektraalisia ominaisuuksia on mitattu vasta laboratorio-
olosuhteissa tai yksittäisissä pisteissä. Varsinaista lentäviltä alustoilta kuvaamista on tutkittu
melko vähän. Multispektrikameroilla kuvattavat muutamat näkyvän ja lähi-infrapuna-aallonpi-
tuuksien leveät kanavat ovat herkkiä kasvillisuuden muutoksille. Lyhytaaltoisen infrapunan ja
lähi-infrapunan alueilla on mahdollista tarkastella lisäksi maan pintakosteutta. Suonpinnan
ominaisuuksia ja kosteutta voidaan tutkia myös mikroaaltotutkan avulla. Satoja kapeita aal-
lonpituuksia tallentavat hyperspektrikamerat pystyvät koostamaan tarkan spektraalisen reso-
luution aineistoja. Nämä aineistot voivat mahdollisesti tulevaisuudessa auttaa esimerkiksi tur-
peen koostumuksen sekä kasvillisuuden fysiologisten ja kemiallisten piirteiden tunnistamista
(Ikkala ym. 2024). Kaukokartoitus on epäsuora mittaus tapa, minkä takia menetelmät ja tulok-
set on tärkeää kalibroida ja validoida suon pinnalta kerättävien tukiaineistojen avulla (Ikkala
ym. 2024).

Arbonaut Oy on kehittänyt tiheäpulsseihin laserkeilausaineistoon perustuvan ojan kuivavara-
analyysin, joka kuvaa ojan vedenpinnan ja maanpinnan välistä erotusta eli kuivavaraa. Aineis-
toa on mahdollista tuottaa Suomeen valuma-alueittain (Positio 2024). Analyysin soveltuvuus
ojitettujen puustoisten soiden vesitalouden tilan arviointiin vaatisi lisäselvitystä.

WaterHopen kehittämä Kunnos-työkalu tarjoaa kuivavaratarkastelun lisäksi avoimiin aineistoihin ja SUSI-malliin pohjautuen mallinnusta puustoisten soiden vesitalouden arviointiin. Kunnoksella voidaan tehdä hyöty- ja kustannusanalyysi, jolla pyritään etsimään kustannustehokkaimmat vesiensuojelurakenteet vesistökuormituksen pienentämiseen (Britschgi ym. 2022).

Geologinen tutkimuskeskus (GTK) on tuottanut Suotyyppit ja turvekankaat -aineiston, joka on rasterimuotoinen paikkatietoaineisto suotyypeistä ja turvekankaista. Koko Suomen suolan kattavan aineiston perusteella on mahdollista saada käsitys eri suotyyppien pinta-aloista, alueellisesta jakautumisesta sekä ojituksesta. Aineisto on tuotettu kaukokartoitus- ja paikkatietoaineistoista koneoppimismallinnuksella. Se ei sovellu kohdekohtaiseen tarkasteluun, mutta sen perusteella voidaan kohdentaa tarkempia tutkimuksia (GTK 2023b).

GTK:n turvevarojen tilinpitopalvelussa/GTK:n verkkoraportointipalvelussa on esitetty soiden luonnontilaisuusluokat Valtionneuvoston soiden ja turvemaan kestävää ja vastuullista käyttöä ja suojelua koskevan periaatepäätöksen (30.8.2012) taustaraportin mukaisella tavalla. Nämä luokat on kuitenkin kehitetty suoyhdistymien ja suokokonaisuuksien luonnontilaisuuden arviointiin (GTK, Turvevarojen tilinpito). Luokitusta voisi mahdollisesti hyödyntää suotyyppi-/suotyyppiryhmäkohtaisten luonnontilaisuusluokkien laatimiseen.

GTK:n turvevarojen tilinpidossa/GTK:n verkkoraportointipalvelussa on julkaistu muitakin tietoja, jotka perustuvat valtakunnan turvevarojen kokonaiskartoitukseen. Turvetietokannasta löytyvät suokohtaisesti tiedot turpeen määrästä, laadusta ja sijainnista. Tiedot kattavat painopistealueittain turvetuotannon ja maankäytön suunnittelun kannalta tärkeimmät yli 20 hehtaarin laajuiset suot ja kysynnän mukaan pienempiäkin alueita. Tutkimuksen painopiste on niissä kunnissa, joissa tutkimattomia soita on paljon, ja joissa tiedoille on jatkuvaa kysyntää (GTK, Suomen turvevarojen kartoitus ja tutkimus).

11.5. Lähivuosien kehitysnäkymiä

Tällä hetkellä Maanmittauslaitos tuottaa ilmakehu-aineistoja kolmen vuoden välein ja laserkeilausaineistoa kuuden vuoden välein lähes koko Suomesta (Ikkala ym. 2024). Jatkossa laserkeilaus toteutetaan koko Suomessa yhdeksän vuoden välein ja aineiston tarkkuus kasvaa viidestä pisteestä 20 pisteeseen neliömetrillä (Maanmittauslaitos 2025). Ilmakuvien maastotarkkuus on 40 cm (Metsäkeskus 2025e).

Lähivuosina monimuotoisuutta kuvaavien metsien rakennepiirteiden erottaminen kaukokartoitusaineistoista tulee paranemaan. Esimerkiksi Maanmittauslaitoksen ja Suomen metsäkeskuksen vuosina 2025–2028 toteuttamassa hankkeessa selvitetään muun muassa lahopuiden, suurten lehtipuiden ja harvinaisempien kasvupaikkojen, kuten lehtojen, erottamista kaukokartoitusaineistoista. Selvityksessä hyödynnetään muun muassa kansallisen laserkeilaus- ja ilmakehuvausohjelman aineistoja, maastomittauksia ja tekoälymenetelmiä (Maanmittauslaitos 2025).

Tammilehto ym. (2024a) pitivät tärkeänä luontotyyppien seurantaa koskevan tiedon osalta koneoppimista ja muita suuria tietomassoja hyödyntävien menetelmien aktiivista kehittämistä. Koneoppimismenetelmiä on hyödynnetty esimerkiksi Metsähallituksen Luontopalvelujen ja Suomen ympäristökeskuksen yhteisessä Ylä-Lapin luonnon kaukokartoitus -hankkeessa, jossa satelliittipohjaista kaukokartoitusta ja laajamittaista maastohavaintoaineistoa yhdistäen tuotettiin kattava luontotyyppitieto kohdealueelle. Tulevaisuudessa menetelmän tarkkuutta

on mahdollista parantaa tarkemmilla kaukokartoitusaineistoilla, kuten tiheän pistepilven laserkeilausaineistolla ja tarkemman resoluution satelliittikuvilla (Tammilehto ym. 2024b). Tammilehto ym. (2024a) näkivät tärkeäksi luontotiedon keräämiseen osallistuvien tahojen yhteistyön vahvistamisen sekä eri toimijoiden erityisosaamisen ja roolin tunnistamisen osana kerätävän luontotiedon kokonaisuutta. Keskeisiä toimijoita luontotyyppejä koskevan tiedon kehittämisessä ovat Geologian tutkimuskeskus, Lajitietokeskus, Luonnonvarakeskus, Maanmittauslaitos, Metsähallitus, Suomen metsäkeskus ja Suomen ympäristökeskus.

Kaukokartoituksella kerätyn monimuotoisuustiedon tarkkuus riippuu siitä, kuinka helposti kohde on havaittavissa ilmasta käsin. Jos puiden latvukset estävät näkyvyyttä, kohteesta ei välttämättä saada suoria havaintoja (Korhonen ym. 2024b). Tämän takia luontotyyppien kaukokartoitus onnistuu tarkimmin puoliavoimissa tai avoimissa ympäristöissä (Tammilehto ym. 2024a). Kaukokartoitus soveltuu hyvin maastoinventointien kohdentamiseen niille luontotyypeille, joilla olemassa oleva tieto on tunnistettu epätarkaksi (Tammilehto ym. 2024a). Maastotiedon keräämistä tarvitaan kaukokartoituksen käyttöönottamiseen luontotyyppien inventoinnissa ja seurannassa (Tammilehto ym. 2024a). Maastotöitä tarvitaan muun muassa opetus- ja vertailuaineistoiksi malleihin (Kivinen ym. 2024, Tammilehto ym. 2024a). Useista eri lähteistä peräisin olevia tietoja yhdistelemällä päästään tarkimpaan lopputulokseen. Valtakunnan tason luotettavaa tilastotietoa on kuitenkin tarkoituksenmukaista kerätä kaukokartoituksen sijaan VML:n tai muiden kasvillisuusinventointien yhteydessä tilastollisella otannalla valituilta maastokoealoilta (Korhonen ym. 2024b).

12. Luontotyyppien hyvän tilan saavuttamisesta aiheutuvat ekologiset ja taloudelliset vaikutukset

12.1. Ekologiset vaikutukset

12.1.1. Ennallistamisen ekologisia vaikutuksia määrittävät tekijät

Ennallistamisasetuksessa **ennallistamisella** tarkoitetaan prosessia, jossa aktiivisesti tai passiivisesti tuetaan ekosysteemin elpymistä sen rakenteen ja toimintojen parantamiseksi. Tavoitteena on biologisen monimuotoisuuden ja ekosysteemien häiriönsietokyvyn säilyttäminen tai lisääminen. Tämä voi tapahtua joko parantamalla yksittäisen, ei-hyvässä tilassa olevan luontotyyppiesiintymän tila hyväksi, palauttamalla koko luontotyyppin suotuisa viiteala tai tekemällä riittävät laadulliset ja määrälliset parannukset luontodirektiivin liitteissä lueteltujen lajien elinympäristöissä. Käytännössä kaikkia edellä mainittuja toimenpiteitä täytyy toteuttaa samanaikaisesti. Elinympäristöjen **palauttaminen**, jolla siis pyritään lisäämään luontotyyppin pinta-alaa, edellyttää Suomen oloissa pääasiassa samoja toimenpiteitä kuin ennallistaminenkin, mutta palauttaminen kohdistuu luonnontilaltaan enemmän muuttuneisiin kohteisiin, jotka eivät enää täytä luontotyyppin tunnistamiskriteereitä.

Ennallistamis- ja palauttamistoimenpiteiden ekologiset vaikutukset riippuvat pääasiassa seuraavista tekijöistä:

1. Ennallistamisen ja palauttamisen tavoitepinta-alat eri luontotyypeillä. Kansallisessa ennallistamissuunnitelmassa pitää määritellä kullekin luontotyyppille suotuisa viiteala. Tämä on se luontotyyppin hyvässä tilassa oleva vähimmäispinta-ala, jonka arvioidaan riittävän luontotyyppin ja sen tyypillisen lajiston pitkän aikavälin elinkelpoisuuden varmistamiseksi. Näin ollen ennallistamisasetuksen toimeenpanossa oleellista on kunkin luontotyyppin kohdalla määrittää esiintymien kokonaispinta-ala ja ei-hyvässä tilassa oleva pinta-ala, josta pitäisi ennallistaa vuoteen 2050 mennessä 90 %. Mikäli luontotyyppin nykyinen kokonaispinta-ala ei ole yhtä suuri kuin luontotyyppin suotuisa viiteala, on näiden erotus luontotyyppin palauttamiseen tarvittava pinta-ala (EU 2024/1991).

2. Ennallistamistoimenpiteen tyyppi ja intensiteetti. Millaisia toimenpiteitä toteutetaan, millaisella toteutuksen tasolla ja kuinka suurilla pinta-aloilla? Jotta ennallistamisasetuksen tavoitteet saavutettaisiin, toimenpiteiden tulisi johtaa siihen, että ennallistetut luontotyyppi-esiintymät saavuttavat hyvän tilan viimeistään pitkällä aikavälillä. Monessa tapauksessa ennallistamista voidaan tehdä useilla vaihtoehtoisilla menetelmillä.

3. Lajiston nykytila. Onko kohteella vielä jäljellä luontotyyppille ominaista lajistoa, mukaan lukien vaatelas lajisto, vai onko lajisto jo voimakkaasti muuttunut? Lajiston palautuminen on huomattavasti todennäköisempää ja nopeampaa kohteilla, joilla alkuperäistä vaateliasta lajistoa on jäljellä.

4. Lajiston leviämiskyky ja lähialueiden tila. Missä kohde sijaitsee? Onko lähistöllä populaatioita, joista lajit voivat levitä ennallistettavalle alueelle? Lähellä potentiaalisia lähdealueita sijaitsevilla kohteilla lajiston palautuminen on todennäköisempää ja nopeampaa kuin kaukana lähdealueista sijaitsevilla kohteilla. Näin ollen ennallistamispanoksen keskittäminen alueellisella tasolla johtaa yleensä ekologisesti parempaan tulokseen kuin saman

ennallistamispanoksen levittäminen tasaisesti kaikkialle (Hanski 2000, Rybicki & Hanski 2013). Hitaasti leviävät tai erikoistuneet lajit hyötyvät lyhyellä aikavälillä vähemmän kuin tehokkaasti leviävät lajit (Ewers & Didham 2006, Öckinger ym. 2010).

5. Tarkasteltava aikajänne. Lyhyen vs. pitkän aikavälin vaikutukset: Joillakin toimenpiteillä voi olla nopeita vaikutuksia, kun taas toiset vaikuttavat vasta vuosikymmenten kuluessa. Monet lajit tarvitsevat todennäköisesti useita sukupolvia palautuakseen.

Perinteisesti ennallistamisella on tarkoitettu toimenpiteitä, joiden avulla ihmistoiminnan takia heikentynyt ekosysteemi pyritään palauttamaan mahdollisimman lähelle luonnontilaa. Luonnonhoidolla puolestaan on tarkoitettu tietyn luontotyypin tai suojeltavalle lajistolle sopivan elinympäristön ylläpitämistä (Similä & Junninen 2011). Ennallistamisen ja luonnonhoidon erona on pidetty myös toimenpiteen toistuvuutta: ennallistamistoimenpiteet ovat yleensä kertaluonteisia, minkä jälkeen kohde jätetään kehittymään luontaisesti, kun taas suojelualueiden luonnonhoidolla tarkoitetaan säännöllisesti toistuvaa toimenpidettä, esimerkiksi kuusen poistoa lehdoista. Ennallistamisasetuksen määritelmä kattaa sekä ennallistamisen, luonnonhoidon että suojelun. Asetuksen kansallisen toimeenpanon yhteydessä on mietittävä erityisesti sitä, riittääkö luontotyyppikohteella toteutettava ennallistaminen tai hoito siihen, että kohde pysyy hyvässä tilassa tai kehittyy ajan mittaan hyvään tilaan.

12.1.2. Borealiset luonnonmetsät

Uhanalaiselle metsälajistolle tärkeät rakennepiirteet

Ennallistamisen tavoitteena on palauttaa talouskäytössä olleisiin metsiin niistä puuttuvia rakennepiirteitä ja palauttaa metsän sukkessio kohti luonnontilaa. Ennallistamisen lajistovaikutukset kytkeytyvät metsän rakenteessa ja toiminnassa tapahtuviin muutoksiin.

Boreaalisten luonnonmetsien uhanalaiselle lajistolle kriittisimmät rakennepiirteet ovat vanhojen metsien ja vanhojen puiden väheneminen (yksi uhkatekijä 48 %:lle niistä uhanalaisista ja silmälläpidettävistä lajeista, joiden ensisijainen elinympäristö on kangasmetsät) sekä lahoppuun väheneminen (yksi uhkatekijä 44 %:lle lajeista) (Hyvärinen ym. 2019, Punaisen kirjan verkkopalvelu). Lahoppuun määrää voidaan lisätä keskipitkällä ja pitkällä aikavälillä passiivisen ennallistamisen (metsien suojelun) avulla ja nopeasti aktiivisen ennallistamisen (polttojen, lahoppuun luomisen) avulla. Vanhojen metsien ja vanhojen puiden määrä lisääntyy sen sijaan hyvin hitaasti, eikä tätä prosessia voida aktiivisen ennallistamisen avulla nopeuttaa. Lahoppuun määrän lisääntymisestä hyötyviä lajiryhmiä ovat erityisesti useat hyönteisryhmät ja lahottajasienet. Vanhoista puista hyötyvät erityisesti epifyyttijäkelät.

Kuloalueiden ja muiden sukkession alkuvaiheen luonnontilaisten metsien väheneminen on myös tärkeä uhkatekijä (yksi uhkatekijä 9 %:lle kaikista kangasmetsissä esiintyvistä uhanalaisista ja silmälläpidettävistä lajeista), samoin avointen alueiden sulkeutuminen (yksi uhkatekijä 17 %:lle lajeista). Sukkession alkuvaiheen metsien väheneminen on uhkatekijä erityisesti boreaalisissa luonnonmetsissä, avointen alueiden sulkeutuminen harjumetsissä. On tärkeää huomata, että sukkession alkuvaiheen metsien määrää boreaalisissa luonnonmetsissä tai avointen alueiden määrää harjumetsissä ei voida lisätä passiivisen ennallistamisen avulla.

Uhanalaisten kangasmetsälajien elinympäristövaatimuksia tarkastelleen tutkimuksen mukaan noin puolet boreaalisten luonnonmetsien lajeista elää vanhoissa metsissä, ja vastaavasti noin

puolet nuoremmissa luonnontilaisen kaltaisissa tai monen ikäisissä metsissä (Tikkanen ym. 2006). Tämä tarkoittaa sitä, että aktiivisella ennallistamisella voidaan luoda uusia elinympäristöjä ja vaikuttaa positiivisesti vähintään noin puoleen uhanalaisesta metsälajistosta. Myös osalle vanhojen metsien lajistosta voidaan parantaa niiden elinympäristöjen laatua esimerkiksi lahoppuun lisäämisen avulla.

Metsän polttojen vaikutukset

Metsän poltto pystyyyn on käytännössä ainoa toteuttamiskelpoinen keino, jolla voidaan nopeasti palauttaa boreaalisia luonnonmetsiä. EU:n habitaattimanuaalin mukaan boreaalisia luonnonmetsiä ovat sekä tuoreet paloalat että näiden jälkeen luontaisesti kehittyneet nuoret sukkessiovaiheet. EU:n habitaattimanuaalissa mainitaan luonnontilaisille paloalueille tyypillisenä piirteenä suuri kuolleen ja palaneen puun määrä sekä vaihteleva elävän puuston tiheys, mikä vaikuttaa huomattavasti puuston uudistumiseen. Tällä perusteella sellaisia paloalueita tai poltettuja alueita, joista pääosa puustosta on poistettu tai jotka on keinollisesti uudistettu, ei voi pitää boreaalisina luonnonmetsinä. EU:n habitaattimanuaali ei kuitenkaan aseta täsmällistä määrällistä rajaa sille, mitä voidaan pitää paloalueilla suurena kuolleen puuston määränä tai riittävänä elävän säästöpuuston määränä. Tästä syystä boreaalisten luonnonmetsien nuorten sukkessiovaiheiden tunnistamisen ja hyvän tilan kriteereissä on tärkeää määritellä jokin minimimäärä säästöpuustoa, joka alueella pitää olla ennen polttoa, jotta kohdetta voidaan pitää palon jälkeen hyvässä tilassa olevana boreaalisena luonnonmetsänä.

Pohjoismaissa on tehty varsin paljon metsäpalojen sekä ennallistamispolttojen lajistovaikutuksia koskevaa tutkimusta. Useissa koejärjestelyissä on jätetty vaihteleva määrä säästöpuustoa ennen polttoa ja seurattu toimenpiteen vaikutuksia puuston rakenteen ja lajiston kehitykseen. Myös lajiston sukkessiota luontaisilla metsäpaloaloilla on tutkittu. Suomessa erityisesti Pohjois-Karjalassa vanhoissa mäntyvaltaisissa metsissä toteutetussa FIRE-hankkeessa (Kouki 2013) sekä Evolla kuusivaltaisissa metsissä toteutetussa EVO-hankkeessa (Vanha-Majamaa ym. 2007) on seurattu polton vaikutuksia enimmillään jo noin kaksikymmentä vuotta. Nämä hankkeet ovat tuottaneet runsaasti tietoa ennallistamispolttojen lyhyen ja keskipitkän aikavälin vaikutuksista.

Puuston pystyyyn polton aiheuttama puuston kuolleisuus vaihtelee kasvupaikkatekijöiden, puuston rakenteen ja poltettavaksi jätetyn säästöpuuston määrän mukaan (Lilja ym. 2005, Heikkala ym. 2014, Hekkala ym. 2016). Polton teknisen toteutuksen kannalta puuston harvennaminen on yleensä välttämätöntä, jotta metsä kuivuisi riittävästi, palokuormaa saataisiin lisättyä ja poltto olisi paremmin hallittavissa. Matalalla säästöpuuston määrällä (noin 10 m³/ha tai vähemmän) pääosa säästöpuista kuolee jo poltossa tai pian sen jälkeen, mikä ei takaa lahoppuuston jatkuvuutta (Heikkala ym. 2014, Toivanen & Kotiaho 2007a). Korkeammalla säästöpuuston määrällä (50 m³/ha) noin kolme neljännessä säästöpuista kuoli ensimmäisen neljän vuoden aikana, minkä jälkeen kuolleisuus hidastui (Heikkala ym. 2014). Säästöpuustosta muodostui monimuotoista kuollutta puustoa pidemmän aikaa eli vielä 20 vuotta polton jälkeen (Nirhamo ym. 2023). Tarvittaisiin kuitenkin tätäkin suurempi säästöpuuston määrä, jotta metsikkotasolla voitaisiin varmistaa riittävä määrä järeeää, eri lahoasteissa olevaa lahoppuuta koko kiertoajaksi (Nirhamo ym. 2023).

Mallitustulosten mukaan puiden kaataminen lisää lahoppuun tilavuutta kontroleihin (varttu-neita-uudistuskypsiä metsä, jotka jätetään kehittymään luonnontilassa) verrattuna noin 40

vuoteen asti, kun taas kaataminen ja poltto lisäävät lahoppuun tilavuutta ja diversiteettiä yli 60 vuotta toimenpiteestä passiivisesti ennallistuviin kontrolleihin verrattuna (Hekkala ym. 2016).

Poltto lisää punaisen listan ja harvinaisten, lahoppuusta riippuvaisten kovakuoriaisten lajimäärää jo parina ensimmäisenä vuonna polton jälkeen. Alkuvaiheessa säästöpuuston määrällä tai puulajilla ei ole juurikaan vaikutusta lajimäärään (Hyvärinen ym. 2005, 2006, Toivanen & Kotiaho 2007a). Punaisen listan lajit voivat runsastua myös nuorten metsien polttoaloilla, mutta näissä positiivinen vaikutus kestää vain pari vuotta, ja jo viiden vuoden kuluttua lajimäärät ja yksilömäärät palaavat polttoon edeltävälle tasolle (Hekkala ym. 2014). Myös punaisen listan lajit voivat kolonisoida polttoaloja hyvin nopeasti (Heikkala ym. 2017).

FIRE-hankkeen kymmenen vuoden seurantajakson tulosten mukaan punaisen listan kovakuoriaislajien määrä oli kymmenessä vuodessa laskenut suunnilleen käsittelyitä edeltävälle tasolle (Heikkala ym. 2016). Poikkeuksena tästä olivat kuitenkin pystyyn poltetut koealat, joissa lajimäärä oli edelleen selvästi korkeampi kuin muissa käsittelyissä. Pystyyn poltetuissa metsiköissä palon vaurioittamien puiden kuolleisuus jatkui edelleen kymmenen vuotta käsittelystä (Heikkala ym. 2014), mikä turvasi sopivien lisääntymispuiden jatkuvuuden.

Tavanomaisilla säästöpuuhakkuilla lahoppukovakuoriaisten lajimäärä ja runsaus kasvoivat polton seurauksena, mutta vaikutuksen suuruus riippui säästöpuuston määrästä. Erityisesti punaisen listan ja harvinaiset lajit hyötyivät poltosta ja säästöpuustosta. Poltettujen ja polttamattomien kohteiden välinen ero lajimäärässä hävisi noin 10–15 vuodessa (Toivanen & Kotiaho 2007b).

Aluetason mittakaava vaikuttaa merkittävästi punaisen listan kovakuoriaisten esiintymiseen polttoaloilla siten, että Itä-Suomessa lajeja tavataan selvästi enemmän kuin Länsi-Suomessa (Kouki ym. 2012). Todennäköinen selitys tälle on lyhyempi metsätaloushistoria ja suurempi lähdealueiden määrä Itä-Suomessa. Maisematason vaikutukset näkyvät myös pienemmässä mittakaavassa: ruotsalaistutkimuksen mukaan paloista riippuvaisia kovakuoriaisia tavattiin todennäköisimmin kohteilla, jotka olivat korkeintaan kahden kilometrin etäisyydellä tuoreista paloaloista, jotka olivat palaneet korkeintaan 2–3 vuotta sitten.

Käävillä polton lyhyen aikavälin vaikutukset lajimäärään ovat negatiivisia (Junninen ym. 2008), ja punaisen listan lajit alkavat runsastua vasta noin 10 vuotta poltosta (Penttilä ym. 2013, Suominen ym. 2019, Ramberg 2023) ja ovat edelleen runsaita yli 20 vuotta poltosta (Penttilä ym. 2013). Luonnonmetsän palossa kuolleet puut tarjoavat kasvualustoja kääville, mukaan lukien muutamat punaisen listan lajit, vielä 50–70 vuotta metsäpalon jälkeen (Ylisirniö ym. 2012).

Puiden rungoilla kasvavilla epifyyttijäkälillä matalan intensiteetin maapalot pystyyn poltoissa vähentävät joitain lajeja, mutta eivät hävitä niitä. Intensiteetiltään voimakkaammat palot hävittävät osan lajeista, mutta toisaalta palon tappamille puille ilmestyy palamattomasta metsästä puuttuvia lajeja (Hämäläinen ym. 2014, Nirhamo ym. 2024). Poltolla on siten vain pieni vaikutus kokonaislajimäärään, mutta jäkälien lajikoostumus muuttuu selvästi. Muutoksen suuruus riippui palon voimakkuudesta. Yleisesti ottaen mikrojäkälät vähenevät ja makrojäkälät lisääntyvät. Monet vanhoihin metsiin erikoistuneet punaisen listan lajit vähenevät.

Huomattava osa boreaalisten vanhojen mäntymetsien jäkälälajistosta on erikoistunut kasvaamaan hyvin pitkäkestoilla pystykeloilla ja maapuukeloilla (Santaniello ym. 2017). Pystykelojen ikä voi olla yli 200 vuotta (Rouvinen ym. 2002), ja kaaduttuaan ne lahoavat vähintään yhtä pitkään. Varsin vanhojenkaan (noin 150 vuotta) männiköiden poltto ei tuota pitkäkestoisia

keloja, vaan palossa kuolleet puut kaatuvat suureksi osaksi noin 50 vuodessa (Nirhamo ym. 2023). Ennallistamispoltoilla ei siten pystytä lisäämään keloista riippuvaisten jäkälien tai kääpien kasvualustoja paitsi mahdollisesti hyvin pitkällä aikavälillä, jos vanhoja männiköitä poltetaan matalan intensiteetin maapaloilla toistuvasti.

Koska polton positiiviset vaikutukset erityisesti kovakuoriaisiin ja todennäköisesti myös muihin hyönteisryhmiin ovat suhteellisen lyhytaikaisia, paloista riippuvaisen ja muun luonnontilaisen sukkession alkuvaiheen lajiston säilymistä ei voida turvata metsikkötasolla. Tarvitaan maisemataso suunnittelua ja toistuvia polttoja, minkä avulla maisematasolla voidaan turvata erikäisten paloalojen saatavuus riittävän lähellä toisiaan. Metsähallituksen palojatkumoalueet ovat esimerkki tämän kaltaisesta suunnittelusta (Similä & Junninen 2011).

Lahopuun lisääminen

Lahopuun lisäämistä suojelualueiden harvennusikäisiin ja uudistuskypsiin on kokeiltu eri menetelmillä: kaulaamalla ja tappamalla puita pystyyn sekä kaatamalla puita maapuiksi sahaimalla tai kaivinkoneella työntämällä (Similä & Junninen 2011). Metsähallitus on toteuttanut lahopuun lisäämiskohteilla myös systemaattista lajiston seurantaa (Toivanen 2011, Kuntsi & Toivanen 2013, Komonen ym. 2024).

Lahopuukovakuoriaislajisto runsastuu jo muutamana ensimmäisenä vuonna lahopuun lisäämisen jälkeen. Vaateliiden havupuun saproksyytilajien ei kuitenkaan voida tulosten perusteella sanoa merkittävästi hyötyvän lahopuun lisäämisestä sulkeutuneissa metsissä ainakaan lyhyellä, viiden vuoden aikavälillä (Kuntsi & Toivanen 2013). Näin ollen lahopuun lisääminen avoimille aloille erityisesti kulotukseen yhdistettynä on huomattavasti tehokkaampaa.

Kääpien vaste lahopuun lisäämiseen on huomattavasti hitaampi. Lahopuun lisäämiskohteilla kääpien lajimäärä kyllä kasvaa, mutta kokonaislajimäärä pysyy lisätyllä lahopuulla ainakin kymmenen vuotta alemmalla tasolla kuin luontaisesti syntyneellä lahopuulla (Elo ym. 2019). Punaisen listan lajeja ei yleensä esiinny lisätyllä lahopuulla ensimmäiseen noin viiteen vuoteen, mutta viisitoista vuotta käsittelyistä kaikki punaisen listan lajit havaittiin tuotetulta lahopuulta (Pasanen ym. 2014, Komonen ym. 2024). Lahopuun lisäämiskohteilla, joissa lahopuuta oli tuotettu keskimäärin noin 10 m³/ha, punaisen listan lajeja havaittiin 1,5 kertaa enemmän punaisen listan ja indikaattorilajeja ja kolme kertaa enemmän näiden havaintoja kuin kontroleissa. Tulokset viittaavat siihen, että pidemmällä aikavälillä ja suuremmilla lisätyn lahopuun määrillä voidaan saada aikaan merkittäviä positiivisia lajistovasteita.

Passiivinen ennallistaminen

Jos metsiä siirretään suojeluun, näistä kehittyä ennemmin tai myöhemmin boreaalisia luonnonmetsiä. Uudistuskypsissä metsissä tämä voi tapahtua ehkä joissain kymmenissä – yli sadassa vuodessa riippuen siitä, kuinka vanhaa ja luonnontilaisen kaltaista metsä on lähtötilanteessa. Pitkän aikavälin seurantoja metsien passiivisesta ennallistumisesta ei kuitenkaan ole.

Varsin hyvän käsityksen lahopuun määrän keskimääräisestä lisääntymisestä suojeluun siirretyissä metsissä saa kuitenkin valtakunnan metsien inventoinnin kuolleen puun tuloksista. Etelä-Suomen suojelualueilla, joista suurimmalla osalla on aiempaa metsätaloustäyttöä, kuolleen puun tilavuus on lisääntynyt noin kahdessakymmenessä vuodessa 1990-luvun lopulta (VMI9) 1920-luvun alkuun mennessä (VMI13) noin 7 kuutiometristä hehtaarilla yli kolme kertaa suuremmaksi, noin 23 kuutiometriin hehtaarilla (Korhonen ym. 2024a) Keskitilavuus on

kuitenkin edelleenkin vain noin neljäs – viidesosa vanhojen luonnontilaisten metsien lahoppuun keskitilavuudesta (ks. luku 7.4).

Yksittäisille lajeille tai lajiryhmille voidaan joissain tapauksissa osoittaa nk. kynnysarvoja lahoppuun tilavuuden suhteen. Metsiköissä, joissa lahoppuun määrä alittaa tietyn kriittisen tilavuuden, lajien esiintymistodennäköisyys alkaa pienentyä voimakkaasti (pirstoutumiskynnysarvo) tai lajit puuttuvat kokonaan (häviämiskynnysarvo). Tällaisia kynnysarvoja on tutkimuksissa havaittu mm. eräille lahoppuukovakuoriaisille (Punttila 2000) sekä uhanalaisille kääville (Penttilä ym. 2004, Hottola ym. 2009, Ylisirniö ym. 2016, Nordén ym. 2018, Hekkala ym. 2023) ja epik-syyllisammalille sekä jäkälille (Hekkala ym. 2023), joille kaikille ryhmille lahoppuun tilavuuden kynnysarvo on ollut noin 20–40 m³/ha. Siten monet yli 20–30 m³/ha kuollutta puuta sisältävät metsiköt voivat olla lahoppuustoltaan ja lajistoltaan jo laadukkaita vanhan metsän kohteita.

Mitään yleisesti pätevää, kaikille uhanalaisille lajeille ja kaikenlaisiin metsiin sopivaa kynnysarvoa ei kuitenkaan ole (Ranius & Fahrig 2006, Ranius & Jonsson 2007). Tämä johtuu mm. siitä, että kynnysarvoon vaikuttaa yksittäisen metsikön lahoppuun määrän lisäksi myös metsikön pinta-ala ja ympärillä olevien metsiköiden laatu (esim. Hedenås & Ericson 2008, Laaksonen ym. 2020). Hyvälaatuisessa maisemassa ja suurissa metsiköissä kynnysarvot ovat alempia kuin heikkolaatuisessa maisemassa ja pienissä metsiköissä. Lisäksi yksittäisten uhanalaisten lajien isäntäpuuvaatimukset sekä leviämiskyky vaihtelevat suuresti.

Vaikka lahoppuun tilavuus voikin esimerkiksi luontaisten häiriöiden (myrskyt, kaarnakuoriaistuhot) seurauksena nousta luonnontilaista metsää vastaavalle tasolle, lahoppuuston luontaisen laadullisen vaihtelun ja lahoppuujatkumon saavuttamiseen menee paljon pidempi aika. Esimerkiksi Ohlson ym. (1997) sekä Linder ym. (1997) arvioivat, että tarvitaan noin 300 vuotta sukukession alusta lähtien siihen, että kuusivaltaiseen metsään muodostuu vanhalle metsälle tyypillinen lahoppuujatkumo (järeitä puita kaikissa lahoasteissa). Männiköissä tämä kestää vielä pitempään. Kuuluvainen ym. (2017) arvioivat, että tarvitaan 500–1000 vuotta siihen, että muodostuu luonnontilaisille metsille tyypillinen kelopopulaatio (pysty- ja maapuukelojen määrä ja lahoastejakauma).

12.1.3. Harjumetsät

Harjumetsien ja muiden paahdeympäristöjen hoidosta on julkaistu hyvin vähän pohjoismaisia referoituja tutkimuksia. Suomessa on kuitenkin tehty harjujen ja muiden paahdeympäristöjen kartoitusta, käytännönläheisiä hoitokokeiluja sekä hoidon lajistovaikutusten seuranta (Kittamaa ym. 2009, Tukia ym. 2015). Useilla umpeenkasvaneilla kohteilla käynnistettiin 2005–2008 hoitokokeita, joissa tarkasteltiin muun muassa puuston poiston, kivennäismaan paljastamisen ja pienialaisen polttamisen vaikutuksia paahdeympäristöihin (Kittamaa ym. 2009, Tukia ym. 2015). Paahdeympäristöjen hoitoa on jatkettu Metsähallituksen koordinoimassa Life-hankkeessa, ja hoitotoimenpiteisiin on liittynyt myös lajiston seuranta (Metsähallitus 2023).

Hoitokokeiden alustavien tulosten perusteella varjostavan puuston osittaisella poistamisella ja kivennäismaan paljastamisella pystytään jo lyhyelläkin aikavälillä elvyttämään erikoistuneiden kasvilajien heikentyneitä esiintymiä. Hoito kannattaa keskittää kohteille, joissa kasvaa harjujen paahdeympäristöille luonteenomaisia kasvilajeja, kuten kangasajuruohoa ja kissankäpälää. Monet paahdeympäristöjen uhanalaiset hyönteislajit ovat riippuvaisia näistä lajeista isäntäkasveinaan. Kangasajuruoholla elää parikymmentä uhanalaista ja silmälläpidettävää hyönteislajia, kuten äärimmäisen uhanalaiset muurahaissiniipi (*Phengaris arion*) ja harjusiniipi

(*Pseudophilotes vicrama*). Hoidetut kohteet kannattaa sijoittaa lähelle toisiaan sekä korvaavia elinympäristöjä, joilla esiintyy paahdelajistoa. Tällä tavoin saadaan luotua paikallisia paahde-elinympäristöverkostoja, mikä lisää lajiston mahdollisuuksia levitä kohteelta toiselle.

12.1.4. Lehdot

Lehtojen kokonaispinta-ala on niin pieni, että niiden ennallistamistoimet koskevat koko metsäalaa ajatellen melko vähäistä pinta-alaa. Koska Etelä-Suomessa lehtoja on enemmän kuin Pohjois-Suomessa, ennallistamisen vaikutukset kohdistuvat enemmän Etelä-Suomeen. Etelä- ja Pohjois-Suomen lehdot eroavat myös muutoin toisistaan. Pohjois-Suomessa lehdot ovat usein juotteina puronvarsilla ja kalkkialueilla, kun taas Etelä-Suomessa niitä on monenlaisilla paikoilla (Alapassi & Alanen 1988, Alanen ym. 1995). Etelä-Suomessa lehtokasvilajisto on monipuolisempaa kuin pohjoisempana, koska monen lajin levinneisyysalue ulottuu vain etelä-boreaaliselle alavyöhykkeelle saakka (Hotanen ym 2018).

Lehtojen ennallistamistoimia ovat:

- Kuusten poisto
- Lehtipuun suosiminen
- Puuston eri-ikäisrakenteisuuden palauttaminen
- Lahopuun lisääminen, sisältää myös lahoppuujatkumon luomisen
- Mahdollisten ojien tukkiminen ja kunnostamatta jättäminen

Suojelualueiden ei-hyvässä tilassa olevien lehtojen ennallistamisessa kaikki keinot ovat käytettävissä. Talousmetsälehdoissa ennallistaminen voi olla joko passiivista käsittelemättä jättämistä tai käytännössä usein lievää metsänkäsittelyä.

Suomen uhanalaisista metsälajeista 45 % elää ensisijaisesti lehdoissa (Hyvärinen ym. 2019). Lehtolajien tärkeimpiä uhanalaistumisen syitä ovat metsien puulajisuhteiden muutokset, metsien uudistamis- ja hoitotoimet ja lahopuun puute (Hyvärinen ym. 2019). Siksi on oletettavaa, että näiden asioiden korjaaminen ennallistamalla vähentäisi lehtolajiston uhanalaisuutta.

Lehtokasvillisuudessa on erittäin suurta vaihtelua sekä lehtotyyppiryhmien, lehtokasvillisuustyyppien että sukkessiovaiheiden välillä. Etelä- ja Pohjois-Suomen lehdot eroavat toisistaan. Etelä-Suomen lehdoista osa on lehtipuuvaltaisia, kun taas Pohjois-Suomessa kuusi on vallitseva puulaji. Myös maisematasolla lehtokasvillisuudessa voi olla huomattavaa vaihtelua. Tämä heijastuu kasvillisuudesta riippuvaiseen muuhun eliöstöön. Yhteistä kaikille lehdoille on kuitenkin pieni keskimääräinen kuviokoko. Kaikenlaiset muutokset ovat lehtoekosysteemissä nopeita runsaiden ravinnemäärien ylläpitämän suuren biomassatuotoksen vuoksi. Tyypillistä on, että rakennepiirteet, vesitalous ym. vaikuttavat useaan eliöryhmään.

Etelä-Suomessa monet lehtojen putkilokasveista aloittavat kasvunsa ja kukkivat keväällä ennen lehtipuiden puhkeamista lehteen. Nämä kevätaspektilajit vaativat menestyäkseen kevääseen valoisan jakson (Alapassi & Alanen 1988). Kuusten vähentäminen tai poisto ja lehtipuiden suosiminen hoitotoimenpiteenä mahdollistavat tämän. Toimenpide vähentää myös kuusen neulaskarikkeen maaperää happamoittavaa vaikutusta ja parantaa siten muidenkin eliöiden elinmahdollisuuksia (Alanen ym. 1995). Lehtipuiden suosiminen toimii samoin. Lahopuuepifyytit ja -sienet runsastuvat lahopuun lisäämisestä ja lehtipuiden epifyytit ja sienet lehtipuiden lisäämisestä. Puulajiston monipuolistuminen lisää kaikenlaisten kasvien mikrohabitaatteja

ja kasvattaa lajirunsautta (Barbier ym. 2008). Myös ympäristön vaihtelun lisääntyminen toimii samaan suuntaan.

Lahopuusta riippuvaiset selkärangattomat runsastuvat ja niiden lajisto monipuolistuu lahoppuun lisäyksen ja lahoppuujatkumon kehittymisen myötä. Jaloista ja muistakin lehtipuista riippuvainen lajisto runsastuu näiden puulajien tilavuuden kasvaessa. Maaperän selkärangaton lajisto monipuolistuu, kun kuusen neulaskarike vähenee ja maan pH nousee.

Linnut ja pienet hirvieläimet hyötyvät tiheikköjen lisääntymisestä. Ilmaantuvat kolopuut tarjoavat linnuille uusia pesäpaikkoja.

12.1.5. Puustoiset suot

Soiden ennallistamistoimia ovat aktiivinen ja passiivinen ennallistaminen. Puustoisten soiden ennallistamista ja palauttamista on syytä kohdistaa suoyhdistymien kannalta tärkeisiin kohteisiin, kuten suoyhdistymiin liittyviin puronvarsiin ja suoyhdistymien ennallistamisen yhteydessä vettyviin kohteisiin ja erillisiin korpikohteisiin (Aapala ym. 2013). Aktiivisia ennallistamismenetelmiä ovat:

- Ojien täyttö, vesitalouden palauttaminen kohteessa ja valuma-alueella
- Puustorakenteen saattaminen luonnontilaa vastaavaksi
- Ekohydrologian palautuminen; märkyys, avoin turvepinta, valoisuus, lahoppuun lisäys

Eri suotyyppinä esiintyy vaihtelevasti eri puolilla Suomea ja suoluonnon uhanalaistumiskehitys on epätasaista: Etelä-Suomessa 83 % ja Pohjois-Suomessa 26 % kaikista suotyypeistä on uhanalaisia (Kontula & Raunio 2018). Suometstät, jotka vielä katsotaan direktiiviluontotyyppin edustajiksi, 90 %:lla tulee olla tehtynä hyvään tilaan johtavat toimenpiteet 2050 mennessä (EU 2024/1991). Pinta-alan lisäämis- eli palauttamisvelvoite suotuisan viitealan saavuttamiseksi koskee puustoisia soita erityisesti Etelä-Suomessa (Kontula & Raunio 2018).

Ojituksen on todettu muuttavan eri suoalueita keskenään lajistoltaan samankaltaisemmiksi luonnontilaisiin verrattuna ja näin vähentävän alueellista monimuotoisuutta (Laine ym. 1995, Elo ym. 2016). Ennallistaminen käynnistää eliöyhteisön palautumiskehityksen kohti luonnontilaa (Hyvärinen & Aapala 2009, Laine ym. 2011, Maanavilja ym. 2014). Ennallistamisen lajisto-vaikutukset kytkeytyvät rakennepiirteissä (esim. vesitalous, puusto, kasvillisuus, mikroilmastolliset tekijät) tapahtuviin muutoksiin. Puustoisilla soilla esiintyy sekä suo- että metsälajistoa. Korvet ovat merkittäviä monimuotoisuuden kannalta. Korprien varjoisuus ja kostea pienilmasto ovat tärkeitä piirteitä monille lajeille, esimerkiksi puiden rungoilla ja oksilla kasvaville epifyyttijäkelille ja maksasammalille (Aapala ym. 2013).

Suon tila ennen ennallistamista vaikuttaa olennaisesti suon ennallistumisnopeuteen. Mitä enemmän suo on muuttunut ojituksen vaikutuksesta, sitä epävarmempaa ja hitaampaa palautuminen on (Aapala ym. 2013). Ennallistamistoimenpiteiden vaikuttavuus riippuu muun muassa toimenpiteen aikajänteestä (Kareksela ym. 2021), toimenpiteen onnistumisesta, intensiteetistä ja toimenpiteiden pinta-aloista (Tolvanen ym. 2020). Lisäksi vaikutus riippuu muusta kohteen ympäröivästä maankäytöstä, lajilähteiden sijainnista ja elinympäristön kytkeytyvyydestä (Aapala ym. 2013) sekä ilmastonmuutoksen mahdollisista vaikutuksista kuten mm. soiden kosteudesta ja suotyyppien kasvillisuuden muutoksista (Kontula & Raunio 2018, Aapala ym. 2020). Ojitettujen soiden ennallistumisesta itsestään ilman aktiivisia ennallistamistoimenpiteitä ei ole kertynyt paljoa tutkimustietoa (Kareksela ym. 2021). On kuitenkin oletettavaa,

että vuoteen 2050 mennessä lähellä hyvää tilaa olevat kohteet ovat edelleen kehittymässä kohti hyvää tilaa.

Ennallistamisen pitkäaikaisvaikutuksista ei vielä ole tietoa. Ennallistamisen lajistovaikutukset alkavat näkyä vaihtelevasti 5–20 vuoden kuluttua (Strobl 2019, Kareksela ym. 2021). Ennallistettujen soiden suolajiston monimuotoisuuden palautuminen luonnontilaisia soita vastaavaksi arvioidaan kestävän yli 20 vuotta ennallistamistoimien jälkeen (Strobl 2019). Tätä pitemmälle ennallistamisen lajistovaikutustutkimukset eivät vielä ulotu. Lajiston palautumiseen vaikuttaa mm. suokohteen kytkeytyvyys, lajiston alueellinen uhanalaisuus sekä suotyypin vallitsevuus (Aapala ym. 2013, Hyvärinen ym. 2019, Kontula & Raunio 2018, Kareksela ym. 2021).

Yleiset lajit säilyvät ja palautuvat helpommin kuin harvinaisemmat ja harvalukuisemmat lajit (Vellend 2010). Ennallistamisen vaikutusten soiden uhanalaisiin ja silmällä pidettäviin lajeihin oletetaan olevan positiivisia. Tutkimuksissa on havaittu mm. seuraavien lajiryhmien hyötyvän ennallistamisesta (Hiltula ym. 2005, Elo ym. 2015, Noreika ym. 2015, Hyvärinen ym. 2019, Laitinen ym. 2020).

- a) Lehti- ja maksasammalet, rahkasammalet, heinät, sarat, putkilokasvit
- b) Sienet, jäkälät, kääväkkäät
- c) Suopäiväperhoset, mikroperhoset, maakiitäjäiset, vaaksiaiset, sudenkorennot, muurahaiset, hämähäkit
- d) Metsäkanalinnut, pohjansirkku, lapintiainen, pensastasku, liro, keltävästäräkki

Ennustemallit osoittavat, että vaikka suurin osa uhanalaisista punaisen listan lajeista hyötyy ennallistamisesta, lajiston merkittävä leviäminen edellyttää kuitenkin huomattavia ennallistamis- ja suojelu-aloja suhteessa käytännön toteuttamismahdollisuuksiin (Tolvanen ym. 2020, Kareksela ym. 2021). Lajiston palautumisesta on kokonaisuudessaan vielä vähän tietoa. Ennen kaikkea epävarmuutta on, miten uhanalaiset lajit ja populaatioiden geneettinen monimuotoisuus palautuvat (Montalvo ym. 1997).

12.2. Taloudelliset vaikutukset

12.2.1. Yleistä

Metsäisten luontotyyppien ennallistamisen taloudellisia vaikutuksia ei arvioitu Luhti-hankkeessa esimerkiksi uusien kvantitatiivisten laskelmien avulla, vaan tarkastelu perustui olemassa olevaan kirjallisuuteen. Metsäisten luontotyyppien ennallistamisen taloudellisia vaikutuksia puuntuotannon sekä metsäsektorin arvonlisäyksen ja työllisyyden näkökulmista arvioidaan tarkemmin käynnissä olevissa Metsäbiotalouden tiedepaneelin Metsäluontotyyppien ennallistamisen mahdolliset vaikutukset metsäsektoriin ja vähenevän tuotannon korvaaminen jalostusarvoa nostamalla -hankkeessa sekä maa- ja metsätalousministeriön rahoittamassa TalousENNA-hankkeessa.

Kirjallisuuden perusteella luontotyyppien ennallistamisen talousvaikutukset sekä kustannusten että hyötyjen näkökulmasta voivat olla Suomessa merkittävät, ja vaikutukset ovat luonteeltaan moninaisia. Ennallistamistoimista aiheutuu toteutuskustannuksia esimerkiksi työ- ja lunastuskustannusten muodossa. Uusilla metsien käytön rajoituksilla on puolestaan vaikutusta puuntuotantoon ja tätä kautta puuhun perustuviin arvoketjuihin. Yleisesti uusilla

maankäytön rajoituksilla on vaikutusta kiinteistöjen arvoihin. Ennallistamistoimet, kuten uusien suojelualueiden perustaminen, voivat parantaa esimerkiksi luontomatkailun toimintaedellytyksiä ja luoda tulo- ja työmahdollisuuksia. Aktiiviset ennallistamistoimet, kuten ojien tukkiminen, sekä ennallistamistoimien suunnittelu tuovat toteutusvaiheessa työtä maanrakentamiseen sekä asiantuntijapalveluihin. Ennallistamistoimilla voidaan parantaa esimerkiksi veden ja ilman laatua, hiilensidontaa, metsien resilienssiä eri tuhoja vastaan, pölytystä, ravinteiden kiertoa ja tulvasuojelua sekä vähentää turvemaiden hiilidioksidipäästöjä, jotka tuottavat taloudellisia hyötyjä, mutta jotka ovat ainakin tällä hetkellä tyypillisesti markkinahinnattomia.

Ennallistamisen kustannusten ja hyötyjen arviointiin liittyy lukuisia epävarmuuksia. Esimerkiksi ennallistamistoimien pinta-aloja, kohteiden maantieteellistä sijaintia sekä kullakin kohteella toteutettavia ennallistamistoimia ei tällä hetkellä tunneta tarkasti. Ennallistamisen kustannukset, jotka liittyvät toteutuskustannuksiin sekä muutoksiin puuntuotannossa ja puuhun perustuvissa arvoketjuissa ovat markkinahintaisia. Sen sijaan monet ennallistamisen tuottamista hyödyistä ovat markkinahinnattomia, ja hyötyarviot perustuvat tyypillisesti maksuhalukkuus-tutkimuksiin, jotka ovat tapauskohtaisia ja tulosten vaihteluväli on suuri. Taloudellisten hyötyjen arviointiin liittyykin kustannusten arviointia enemmän epävarmuuksia. Lisäksi markkinahinnattomat hyödyt eivät realisoitu samalla tavoin esimerkiksi kansantalouden tilinpidossa tilastoitavina rahavirtoina kuin markkinahintaiset kustannukset. Ennallistamisen taloudellisten vaikutusten arvioinnissa oleellista on myös pohtia, mihin tahoihin kustannukset ja hyödyt kohdistuvat ja ennallistamisen toteutukseen tulonjakovaikutusten oikeudenmukaisuutta. Yleisesti voidaan todeta, että mitä suurempia pinta-aloja ennallistamistoimet koskevat ja mitä enemmän ne rajoittavat maankäyttöä, sitä suurempia ovat myös taloudelliset vaikutukset. Pelkästään ennallistamistoimien toteutuskustannusten näkökulmasta merkitystä on sillä, kuinka kalliita toimet ovat esimerkiksi niiden vaatiman työpanoksen seurauksena (passiivinen vs. aktiivinen ennallistaminen).

12.2.2. Toteutuskustannukset

Euroopan komission ennallistamisasetuksesta toteuttaman vaikutustenarvioinnin (SWD(2022) 167 final) mukaan ennallistamiskustannukset olisivat Suomessa 931 miljoonaa euroa vuodessa aikavälillä 2022–2050 eli yhteensä 26 miljardia euroa. Kustannusarvio kattaa ennallistamisasetuksen 4 artiklan 1 kohdan mukaisen maa-alueiden luontotyyppien heikentyneiden alueiden ennallistamisen toteutuskustannukset ja arvioissa on käytetty jäsenvaltioiden vuonna 2019 luontodirektiivin mukaisesti raportoimia luontotyyppien pinta-aloja ja arvioita niiden tilasta. Kustannusarvioon ei siten sisälly esimerkiksi luontotyyppien palauttamisvelvoitetta kohti suotuisia viitealoja tai muita ennallistamisasetuksen ennallistamistavoitteita ja –velvoitteita. Kokonaiskustannukset olisivat Suomessa EU:n jäsenvaltioista Ranskan ja Espanjan jälkeen kolmanneksi suurimmat ja asukasta kohden laskettuna suurimmat. Suomessa metsien ennallistamisen vähimmäispinta-alaksi on komission vaikutustenarviointiraportissa arvioitu 600 000 ha, ja kustannuksiksi 200 miljoonaa euroa vuodessa. Metsiin ei sisälly puustoisia soita, jotka ennallistamisasetuksen luontotyyppiryhmittelystä luetaan luontodirektiivin ryhmittelystä poiketen kosteikoihin. Kosteikkojen vuotuisiksi ennallistamiskustannuksiksi komission vaikutustenarviointiraportissa on arvioitu 164 miljoonaa euroa, ja suurimmat kustannukset, 467 miljoonaa euroa vuodessa, syntyisivät Suomessa makeanveden luontotyyppien ennallistamisesta. Komission ennallistamisasetuksen vaikutustenarvioinnissa esitetyt ennallistamiskustannukset ovat toteutuskustannuksia, jotka perustuvat työ- ja materiaalkustannuksiin sekä joissakin

tapauksissa maanomistajille tulonmenetyksissä maksettuihin korvauksiin. Samoja hehtaari-kohtaisia kustannusarvioita on käytetty luontotyypeittäin koko EU:n alueella.

Kareksela ym. (2022) tarkastelivat luontotyyppien 30 prosentin ennallistamisveloitteen kustannuksia kotimaisella aineistolla ja arvioivat, että metsäisillä luontotyypeillä ennallistamistoimia tulisi toteuttaa 212 000 hehtaarilla, jolloin ennallistamiskustannuksiksi muodostuisi 600 miljoonaa euroa. Arvio ei sisällä puustoisia soita tai luontotyyppien palauttamisveloitetta. Hehtaarikohtaisina kustannuksina käytettiin boreaalisten luonnonmetsien osalta METSO-ohjelman pysyvän suojelun (6 563 €/ha) sekä 20 vuoden rauhoituksen (2 947 €/ha) keskimääräistä korvaustasoa ja ennallistamispolttojen osalta Helmi-ohjelman periaatepäätöksen (Gummerus-Rautiainen ym. 2021) mukaista kustannustasoa (1 600 €/ha). Harjumetsissä ja lehdissä ennallistamistoimi oli puuston rakenteen hoito, ja sen kustannuksiksi arvioitiin 1 200–1 500 euroa hehtaarilta. Puustoisten soiden, jotka kuuluvat kosteikkojen luontotyyppiryhmään, ennallistamistoimi oli ojien tukkiminen ja kustannukset 1 000 euroa hehtaarilta.

Räsänen ym. (2023) arvioivat ennallistamisasetuksen vaikutuksia Suomessa ennallistamisasetuksen 4 artiklan 1 kohdan mukaisen maa-, sisävesi- ja rannikkoalueiden luontotyyppien ennallistamisen sekä 5 artiklan 1 kohdan mukaisen merialueiden ennallistamisen osalta. Tulosten mukaan ennallistamisvelvoite kohdistuisi noin 2–6 miljoonaan hehtaariin, jolloin toimenpidekustannukset olisivat noin 13–19 miljardia euroa vuoteen 2050 mennessä. Metsien luontotyyppiryhmän (ei sisällä puustoisia soita) ennallistamiskustannuksiksi Räsänen ym. (2023) arvioivat 0,9–3,7 miljardia euroa. Arviot perustuvat luontodirektiivin vuoden 2019 raportoinnissa ilmoitettuihin pinta-aloihin, ja ennallistamisesta pinta-alan sekä kustannusten suureen vaihteluväliin vaikuttaa se, että luontotyyppien pinta-aloihin ja erityisesti arvioon niiden tilasta liittyy merkittäviä epävarmuuksia. Verrattuna komission vaikutustenarviointiraporttiin Räsänen ym. (2023) esittämä ennallistamisen kustannusarvio on selvästi pienempi. Luontotyyppien päällekkäistä pinta-alaa ei myöskään otettu huomioon, mikä pienentäisi kustannusarviota vielä lisää. Toisaalta edellä esitetyt komission ja Räsänen ym. (2023) kustannusarviot eivät ota huomioon luontotyyppien palauttamisveloitetta tai ennallistamisasetuksen muita tavoitteita ja velvoitteita koskien esimerkiksi merten, maatalous- ja kaupunkiympäristöjen ekosysteemeihin, jokien palauttamiseen vapaasti virtaaviksi tai kaikkia metsiä koskeviin biodiversiteetti-indikaattoreihin, jotka voivat kasvattaa toteutuskustannuksia merkittävästi.

Metsäisistä luontotyypeistä erityisesti boreaalisten luonnonmetsien ensisijainen ennallistamistoimi on suojelu. Suurin osa boreaalisten luonnonmetsien nykyisestä pinta-alasta on suojeltu, mutta ennallistamisasetuksen palauttamisveloitteen myötä niiden pinta-alaa tulisi kasvattaa kohti suotuisaa viitealaa. Kukkalan ym. (2025) mukaan boreaalisten luonnonmetsien nykyinen pinta-ala on 1,4 miljoonaa hehtaaria sekä ekologisin perustein määritetty suotuisa viiteala 3,7 miljoonaa hehtaaria. Vuonna 1995 Suomen raportoima boreaalisten luonnonmetsien pinta-ala oli 1,7 miljoonaa hehtaaria. Esitettyjen lukujen perusteella boreaalisen luonnonmetsien palauttamisvelvoite voisi kohdistua 0,3–2,3 miljoonalle hehtaarille.

Kotiaho ym. (2021) tarkastelivat, kuinka paljon metsiä tulisi suojella lisää tiukasti ja kuinka kohdentaa suojelua ottaen huomioon metsäluonnon monimuotoisuuden turvaaminen ja EU:n biodiversiteettistrategian suojelutavoitteet. Kotiahon ym. (2021) raportissa lisäsuojelua toteutettiin siten, että tiukasti suojeltiin kaikki suojelemattomat raportin määritelmien mukaiset luonnontilaiset ja vanhat metsät metsä- ja kitumaalla sekä lisättiin vanhimpien ikäluokkien metsien suojelua metsämaalla siten, että maakunnittain täyttyi 10 prosentin tavoite metsämaan suojelusta. Lisäsuojelun kokonaispinta-alaksi muodostui 1,46 miljoonaa hehtaaria,

mistä metsämaata oli 1,35 miljoonaa hehtaaria ja kitumaata 0,11 miljoonaa hehtaaria. Lisäsuojelu painottui Etelä-Suomeen, jossa metsiä on suojeltu nykyisin vähemmän kuin Pohjois-Suomessa. Lisäsuojelun kustannuksiksi arvioitiin 6,8 miljardia euroa vuoteen 2030 mennessä. Kustannusten laskennassa käytettiin toteutuneita METSO-korvauksia siten, että keskimääräistä hehtaarikorvausta käytettiin Etelä-Suomen, Pohjois-Pohjanmaan ja Kainuun metsämaan metsille, puolta tästä Lapin maakunnan metsämaan metsille sekä neljäsosaa tästä koko maan kitumaan metsille.

Kärkkäinen ym. (2021) tarkastelivat suojelun kustannuksia tilanteessa, jossa metsien suojelua lisättiin kaksinkertaiseksi hemi- ja etelä- sekä keskiboreaalaisella vyöhykkeellä. Lisäsuojelua toteutettiin yhteensä 804 000 hehtaarilla, mistä 592 000 hehtaaria oli metsämaata ja 212 000 hehtaaria kitumaata. Kustannusarvio perustui oletukseen, että suojelua toteutettaisiin METSO-ohjelman keinoin myyntinä valtioille, yksityisinä suojelualueina, ympäristösopimuksin määräaikaisena rauhoituksena sekä luonnonhoitohankkeina. Laskelmien mukaan valtioneuloudelliset kustannukset korvauksina maanomistajille olisivat noin 2,4–2,5 miljardia euroa. Vaihteluväli aiheutui siitä, oletettiin, että lisäsuojelusta toteutettavan valtion omistamilla mailla 10 tai viisi prosenttia. Jos lisäsuojelu toteutettaisiin vuoteen 2030 mennessä, vuosittainen korvausmäärä olisi noin 240–250 miljoonaa euroa, ja jos tavoitevuosi olisi 2050, korvaukset olisivat noin 80 miljoonaa euroa vuodessa (Kärkkäinen ym. 2021). Sekä Kärkkäisen ym. (2021) että Kotiahon ym. (2021) esittämät metsien lisäsuojelun suojelupinta-alat ovat Kukkala ym. (2025) -raportin pohjalta arvioidun boreaalisten luonnonmetsien palauttamisvelvoitteen vaihteluvälin, 0,3–2,3 miljoonaa hehtaaria, sisällä.

12.2.3. Vaikutukset puuntuotantoon sekä metsäsektorin arvonalisäykseen ja työllisyyteen

Puuntuotannon näkökulmasta ennallistamisasetuksen toteutuksessa oleellista on, millaisia uusia metsänkäytön rajoituksia nykyisiin puuntuotannon maan metsiin kohdistuu, kuinka suuria pinta-aloja siirtyy puuntuotannon metsistä kokonaan puuntuotannon ulkopuolelle tai eri asteisesti rajoitetun puuntuotannon piiriin sekä millaisia uusien rajoitusten piirissä olevat metsät ovat puuntuotantosyvyytään (metsä- tai kitumaa). Metsäisten luontotyyppien kohdalla merkitystä on niiden hyvän tilan määritelmällä, ja salliiko se puuntuotannollisia hakkuita luontotyyppien esiintymisissä, joissa hyvä tila on saavutettu.

Arnkil ym. (2024) tarkastelivat ennallistamistoimien vaikutusta Suomessa boreaalaisella vyöhykkeellä pinta-alaltaan suurilla luontodirektiivin mukaisilla metsäisillä luontotyypeillä. Mukana tarkastelussa olivat boreaaliset luonnonmetsät, harjumetsät, lehdot ja puustoiset suot. Ennallistamistoimia toteutettiin luontotyyppien nykyisillä pinta-aloilla, jotka perustuivat VMI12/13-aineistosta tehtyihin poimintoihin. Poimintakriteerit olivat samat kuin Suomen vuoden 2019 luontodirektiivin mukaisessa raportoinnissa, mutta johtuen tuoreemmasta VMI-aineistosta, luontotyyppien pinta-alat eivät täysin vastanneet raportointia. Ennallistamistoimet vaihtelivat luontotyyppistä ja sen tilasta riippuen metsätaloustalouden ulkopuolelle jättämisestä (boreaaliset luonnonmetsät ja luonnontilaisen kaltaiset ojittamattomat korvet ja rämeet) esimerkiksi siihen, että harvennukset tehtiin metsähoidon suositusten mukaisesti suosien kuitenkin muita puulajeja kuin valtapuulajia ja uudistaminen toteutettiin siemen- ja suojuspuuhakkuin sekä säästöpuita jätettiin 10 kuutiometriä hehtaarille (Etelä-Suomen kuusi- ja mäntyvaltaiset lehdot).

Arnkilän ym. (2024) tulosten mukaan määrittelyjen mukaiset ennallistamistoimet neljän metsäisen luontotyyppin nykyisellä pinta-alalla johtivat ensimmäisellä 10-vuotiskaudella hakkuiden pienentymiseen 4,3 miljoonaa kuutiometriä vuodessa sekä ainespuuhakkuiden kantohintaisien bruttotulojen vähentymiseen 173,4 miljoonalla eurolla vuodessa verrattuna tilanteeseen, jossa ennallistamistoimia ei tehdä. Luontotyypeittäin arvioitu bruttotulojen supistuminen oli boreaalisissa luonnonmetsissä 33 miljoonaa, harjumetsissä 39 miljoonaa, lehdoissa 19 miljoonaa ja puustoisilla soilla 82 miljoonaa euroa vuodessa (Arnkilän ym. 2024). Ennallistamistoimet ja näistä aiheutuvat rajoitukset metsien käyttöön kohdistuivat ensisijaisesti yksityismetsiin, sillä puuntuotannon mailla sijaitsevista puustoisista soista 53 prosenttia, harjumetsistä 72 prosenttia ja lehdoista 98 prosenttia sijaitsee yksityismailla (ml. kunnat) (Arnkilän ym. 2024). Borealiset luonnonmetsät sen sijaan sijaitsevat 93 prosenttisesti valtion maalla, ja niistä valtaosa on jo nykyisinkin suojeltu.

Eri ennallistamistoimien vaikutuksia Suomen koko metsäpinta-alan puuntuotantomahdollisuuksiin tai kansantaloudellisia arvonlisäys- ja työllisyysvaikutuksia ei ole tähän mennessä tarkasteltu ennallistamisasetuksen kansallisen toteutuksen näkökulmasta. Sen sijaan tutkimukset ovat painottuneet metsien lisäsuojeluun, ja niiden taustalla ovat olleet EU:n biodiversiteetti-strategian suojelutavoitteet, joiden mukaan EU:n maa- ja merialueista tulisi vuoteen 2030 mennessä suojella 30 prosenttia ja tästä kolmasosa tulisi olla tiukkaa suojelua. Tiukasti tulisi suojella esimerkiksi jäljellä olevat iki- ja aarniometsät (käytetään myös suomennosta luonnon-tilaiset ja vanhat metsät).

Kärkkäinen ym. (2021) sekä Rätty ym. (2023) havaitsivat, että metsien suojelun kasvattaminen Etelä-Suomessa kaksikertaiseksi sekä luonnonhoitotoimien lisääminen suojelualueiden ulkopuolisissa metsissä johtivat metsien ikäluokkarakenteen nuorentumiseen. Tämä johtui siitä, että Kärkkäisen ym. (2021) ja Rätty ym. (2023) skenaariotarkasteluissa tavoiteltiin 72,4 miljoonaa kuutiometriä hakkukertymää, josta 31,3 miljoonaa kuutiometriä tuli olla tukkipuuta. Hakkukertymätavoite vastasi vuosina 2015–2019 toteutuneiden hakkukertymien keskiarvoa. Hakkukertymätavoitteen saavuttamiseksi suojelualueiden ulkopuolella jouduttiin tekemään enemmän avohakkuuta eli metsätalous muuttui näillä alueilla intensiivisemmäksi ja tapahtui maan sisäistä hakkuuvuotoa. Kärkkäisen ym. (2021) mukaan suojelupinta-alojen kasvattaminen sekä luonnonhoitotoimien voimakas lisääminen voivat johtaa siihen, että metsäteollisuuden tarpeisiin ei riitä kotimaista puuta ja/tai metsät nuorentuvat. Puun riittävyys nousi ongelmaksi erityisesti silloin, jos suojelupinta-alojen kasvun lisäksi tavoiteltaisiin myös vuotuisen hakkukertymän kasvua 72,4 miljoonasta kuutiometrillä 80,0 miljoonaan kuutiometriin (Kärkkäinen ym. 2021).

Kniivilä ym. (2022) tarkastelivat metsien tiukan lisäsuojelun vaikutuksia hakkuumahdollisuuksiin, metsäsektorin arvonlisäykseen ja työllisyyteen sekä kerrannaisvaikutuksiin muille toimialoille. Kahdesta eri lisäsuojeluskenaariosta lievemmissä lisättiin suojelua metsämaalla 0,35 miljoonaa hehtaaria sekä kitumaalla 0,30 hehtaaria. Näiden lisäksi suojeltiin joutomaata 0,30 miljoonaa hehtaaria. Lisäsuojelu kohdistui luonnon-tilaisen kaltaisiin metsiin, lehtoihin, kangasmailla vähintään 30 vuotta käsittelemättöminä olleisiin ikärajakriteerit täyttäviin vanhoihin metsiin sekä turvemailla vähintään 30 vuotta käsittelemättöminä olleisiin ojittamattomiin korpiin ja rämeisiin. Tiukemmassa suojeluskenaariossa suojelua toteutettiin Kotiahon ym. (2021) esittämällä tavoin, ja metsämaata suojeltiin 1,33 miljoonaa hehtaaria ja kitumaata 0,11 hehtaaria. Pieni ero metsämaan lisäsuojeluhehtaareissa Kotiahon ym. (2021) sekä Kniivilän ym. (2022) tarkastelujen välillä on seurausta siitä, että Kniivilän ym. (2022) käytössä oli tuoreempi VMI-aineisto. Tulosten mukaan lievemmissä suojeluskenaariossa suurin ylläpidettävissä oleva

hakkuukertymäärä pieneni 10-vuotiskaudesta riippuen 1,2–1,9 miljoonaa kuutiometriä vuodessa verrattuna tilanteeseen ilman lisäsuojelua. Tiukemmassa suojeluskennariossa suurin ylläpidettävissä oleva hakkuukertymäärä pieneni 7–11 miljoonaa kuutiometriä vuodessa, ja suurinta pientyminen oli Pirkanmaan, Etelä-Savon, Pohjois-Savon, Pohjois-Karjalan, Keski-Suomen, Pohjois-Pohjanmaan ja Kainuun maakuntien alueilla.

Kniivilän ym. (2022) tulosten mukaan lievemässä suojeluskennariossa arvonlisäys väheni suorat ja kerrannaisvaikutukset huomioon noin 200 miljoonaa euroa vuodessa ja työllisten määrä pieneni 1 600–1 700 työllisellä suhteessa perusuraan. Laskelmassa oletettiin, että hakkuut ja metsäteollisuuden tuotanto vähenevät samassa suhteessa kuin suurin ylläpidettävissä oleva hakkuukertymäärä, jolloin metsien käytön intensiteetti ei kasva suojelualueiden ulkopuolella eikä väheneviä hakkuita myöskään kompensoida puun tuontia lisäämällä eli ei tapahtu maan sisäistä eikä maan rajojen ulkopuolista hakkuuvuotoa. Tiukemmassa suojeluskennariossa arvonlisäys pieneni metsäsektorin suorat ja kerrannaisvaikutukset huomioon ottaen 540–1 150 miljoonaa euroa vuodessa, ja työllisten määrä väheni 4 400–9 400 työllisellä suhteessa perusuraan. Vaikutusten yläraja perustui laskelmaan, jossa ei oletettu tapahtuvan maan sisäistä tai ulkoista hakkuuvuotoa. Vaikutusten alaraja perustui laskelmaan, jossa hakkuut ja metsäteollisuuden tuotantomäärät mallinnettiin puu- ja lopputuotemarkkinoiden dynamiikan huomioon ottavalla FinFEP-mallilla ja jossa hakkumäärät suojelualueiden ulkopuolella kasvoivat. Metsämaahethtaria kohden laskettuna arvonlisäyksen alenema oli 406–865 euroa riippuen skennariosta ja tarkastelumenetelmästä. On huomattava, että kitu- tai joutomaan suojelusta ei tarkasteluissa seurannut arvonlisäys- tai työllisyysvaikutuksia, sillä niillä ei toteutettu hakkuita perusura- tai suojeluskennarioissa. Kniivilän ym. (2022) tarkastelu keskittyi metsien lisäsuojelun suoriin vaikutuksiin metsäsektorilla sekä näistä aiheutuviin kerrannaisvaikutuksiin muilla sektoreilla. Sen sijaan lisäsuojelun suorat vaikutukset muihin elinkeinoihin, kuten matkailuun tai energiantuotantoon, jäivät tarkastelun ulkopuolelle.

Kansantaloudellisia vaikutuksia arvioitaessa merkitystä on sillä, miten talouden rakenteen odotetaan kehittyvän tulevaisuudessa. Kniivilän ym. (2022) skennariotarkastelussa metsäteollisuuden tuotantoteknologioiden ja kansantalouden rakenteen oletettiin pysyvän muuttumattomina. Useissa raporteissa on arvioitu, kuinka tilanteessa, jossa hakkuukertymiin kohdistuu rajoituspainetta ilmasto- ja monimuotoisuustavoitteiden kautta, metsäsektorin arvonlisäystä voitaisiin kasvattaa ohjaamalla runkopuuta sekä metsäteollisuuden sivuvirtoja (ml. biogeenisen hiilen sieppaaminen ja hyötykäyttö) uusien, korkeamman arvonlisäyksen tuotteiden tuotantoon (esim. Arasto ym. 2024, Österberg ym. 2024, Lintunen ym. 2023). Yhteistä raporteille on, että uusiin tuotteisiin arvioidaan liittyvän merkittävää arvonlisäyksen kasvupotentiaalia etenkin pidemmällä aikavälillä. Tuotantorakenteen muutos ja arvonlisäyksen kasvattaminen vaativat kuitenkin merkittäviä investointeja, joiden toteutumiseen liittyy suuria epävarmuuksia.

Metsäsektorin talousvaikutuksissa on Suomessa merkittäviä alueellisia eroja. Etelä-Karjalan, Kymenlaakson, Keski-Suomen, Etelä-Savon ja Pohjois-Karjalan maakuntien aluetalouksissa metsäsektorilla on suhteellisesti suurin merkitys (Pihlainen & Karhinen 2024). Mikäli metsäsektorin tuotanto supistuu ja resursseja, kuten työvoimaa, vapautuu, on pohdittava, mille toimialoille tai maantieteellisille alueille ne siirtyvät. Pihlainen ja Karhinen (2024) toteavat, että vihreä siirtymä tarjoaa merkittäviä mahdollisuuksia kompensoida metsäsektorin mahdollisesti kohtaamia negatiivisia työllisyysvaikutuksia, mutta tilanne on haastava erityisesti Itä-Suomessa johtuen esimerkiksi Puolustusvoimien tutkavalvonnan rajoituksista tuulivoimarakentamiselle. Pihlainen ja Karhinen (2024) korostavat korkeamman arvonlisäyksen puupohjaisten

tuotteiden kysynnän edistämisen sekä näiden tuotantoon tähtäävien investointien kannustamisen merkitystä siirtymän toteutuksessa.

12.2.4. Vaikutukset kiinteistöjen arvoihin

Metsäisten luontotyyppien, kuten myös muiden luontodirektiivin luontotyyppien, pinta-alaan, sijaintiin ja tilaan liittyy Natura 2000 -verkoston ulkopuolella merkittäviä epävarmuuksia. Ennallistamisasetus ei suoraan edellytä luontotyyppien kartoitusta, mutta toisaalta se edellyttää, että luontotyyppien tila tulee tuntea vähintään 90 prosentilla pinta-alasta vuoteen 2030 mennessä ja vuonna 2040 koko pinta-alalta. Kartoitus olisi myös tarpeen, jotta luontotyyppit pystyttäisiin ottamaan huomioon esimerkiksi metsänkäsittelyissä. Luontotyyppien esiintyminen tietyllä alueella sekä hyvän tilaan liittyvä heikentämättömyysvelvoite voivat tuoda metsien käytön rajoitteiden ohella myös muita maankäyttöön liittyviä rajoitteita, jotka heijastuvat kiinteistöjen käyttömahdollisuuksiin ja arvoihin.

Ahlvik ja van Kooten (2025) tutkivat Natura 2000 -verkoston perustamisen vaikutuksia kiinteistöjen arvoihin toteutuneiden kiinteistökauppojen hintatilastojen avulla. Tulosten mukaan Natura 2000 -verkostoon liittyvät käyttörajoitukset alensivat voimakkaasti metsä- ja maatalouskiinteistöjen arvoja Natura 2000 -verkoston sisällä sekä sen läheisyydessä (< 1 km). Sen sijaan rakennettujen vapaa-ajan- ja omakotikiinteistöjen arvot kohosivat Natura-alueilla ja niiden läheisyydessä. Tulosten mukaan Natura 2000 -verkoston perustaminen tarkoitti tulonsiirtoa maa- ja metsätalouden harjoittajilta vapaa-ajanasuntojen ja talojen omistajille. Natura 2000 -verkoston hehtaaria kohden lasketut kiinteistöjen arvon aleneminen oli (maa- ja metsätalouskiinteistöt) 3 300 euroa hehtaarilta ja kiinteistöjen arvon nousu 1 300 euroa hehtaarilta (vapaa-ajanasunnnot ja omakotitalot) sekä kiinteistöjen arvonmuutosten kautta laskettu nettovaikutus (kustannus) 2 000 euroa hehtaarilta. Mikäli suojelupinta-alaa kasvatettaisiin yksi prosentti Suomen maa- ja sisävesien pinta-alasta eli noin 340 000 hehtaaria, ja suojelu toteutettaisiin samoin periaattein kuin Natura 2000-verkostoa perustettaessa, kiinteistöjen arvonmuutosten kautta laskettu kustannus olisi yhteensä noin 700 miljoonaa euroa (Ahlvik & van Kooten 2025).

Suomessa ennallistamisasetuksen täytäntöönpano ja kohdentuminen maantieteellisesti on tällä hetkellä epäselvää Natura 2000 -verkoston ulkopuolella. Suomen metsäisistä luontotyypeistä tekemät luontodirektiivin mukaiset raportoinnit ovat pinta-aloiltaan ja sijainniltaan tarkasti tunnettuja vain harjumetsissä, joiden raportointi perustuu Suomen ympäristökeskuksen laatimaan harjumaskiin. Harjumaski perustuu tulkintaan harjujen esiintymisestä sekä siitä, kasvaako niiden alueella puustoa. Sen sijaan harjumaski ei ota huomioon esimerkiksi kaavoitusta ja tässä määriteltyjä alueiden käyttötarkoituksia. Erityisesti Salpausselkien alueella harjumaskin kaavoituksen huomiotta jättämiseen liittyy lukuisia kysymyksiä kiinteistöjen käyttömahdollisuuksien ja arvon näkökulmasta. Myös muilla harjumaskin alueista kysymykset ovat samoja, mutta suuruusluokaltaan todennäköisesti pienempiä. Oma lukunsa ovat kaikki Natura 2000 -verkoston ulkopuoliset kiinteistöt, joilla mahdollisesti sijaitsee metsäisiä tai muita ennallistamisasetuksen mukaisia luontotyypejä, mutta joita ei tietopuutteiden takia ole voitu kohdistaa maantieteellisesti tarkasti eikä siten ottaa huomioon nykyistä tai tulevaa maankäyttöä suunniteltaessa esimerkiksi kaavoituksen yhteydessä.

12.2.5. Vaikutukset virkistyskäyttöön ja luontomatkailuun

Luonnon virkistyskäytön ja luontomatkailun välinen ero eri ole tarkkarajainen. Virkistyskäytöllä tarkoitetaan vapaa-ajalla luonnonympäristössä tapahtuvaa oleskelua ja liikkumista, maisemista nauttimista, luonnon tarkkailua ja esimerkiksi retkeilyä, telttailua, marjastusta, sienestystä, uintia tai melontaa jokaisenoikeuksiin perustuen (Kärkkäinen ym. 2022). Luontomatkailun erityispiirteitä Konun ym. (2017) mukaan ovat keskittyminen tiettyihin, etenkin matkailukeskusten läheisiin, ympäristöihin, tukeutuminen reitteihin ja sesonkiluonteisuus.

Komission vaikutustenarviointiraportissa ennallistettujen metsien arvioitiin tarjoavan pitkällä ja keskipitkällä aikavälillä uusia tulonlähteitä muista ekosysteemipalveluista kuin puun tuotannosta sekä luontomatkailusta ja virkistyskäytöstä (SWD(2020) 167 final). Raportissa tuodaan myös esille, että välttämättä ennallistamisesta koituvat odotetut taloudelliset hyödyt eivät toteudu tilanteessa, jossa ennallistettut alueet sijaitsevat kaukana ihmisistä.

Suomessa luontomatkailun ja luonnon virkistyskäytön osuuden arvioidaan olevan vähintään neljäsosa majoitus-, ravitsemus- ja ohjelmapalveluiden tuotoksesta, arvonlisäyksestä ja työllisyydestä (Kärkkäinen ym. 2022). Vuoden 2023 ennakkotietojen mukaan luontomatkailun ja virkistyskäytön arvonlisäys oli 1,75 miljardia euroa ja työllisten määrä 40 000 henkilöä (Luonnonvarakeskus 2025a, Luonnonvarakeskus 2025b). Vertailun vuoksi samana vuonna metsäsektorin (metsätalous, puutuoteteollisuus ja massa- ja paperiteollisuus) arvonlisäys oli 9,48 miljardia euroa ja työllisten määrä 61 000 henkilöä (Luonnonvarakeskus 2025a, Luonnonvarakeskus 2025b).

Tarkkoja lukuja luontomatkailun ja luonnon virkistyskäytön tulo- ja työllisyysvaikutuksista ei ole saatavilla, sillä niitä ei tilastoida erillään muusta matkailusta (Kärkkäinen ym. 2022). Toisaalta jokamiehenoikeudella tapahtuvassa virkistystäytymisessä lähiluonnossa ei synny suoria rahavirtoja eli markkinahintaisia hyötyjä, jotka näkyisivät kansantalouden tilinpidossa, mutta siitä voidaan saada merkittäviä virkistys- ja terveyshyötyjä (Tyrväinen ym. 2018). Luontomatkailun tilastointi on kuitenkin kehittymässä EU-tasolla. Asetus (EU) 2024/3024 laajentaa EU:n ympäristötilinpitoa kattamaan ekosysteemipalveluita. Kulttuuripalveluita ekosysteemitilinpidossa edustaa luontomatkailu. Jatkossa luontomatkailua seurataan sellaisten majoitusvuorokausien lukumääränä, jotka voidaan kohdentaa vierailuiksi eri ekosysteemeissä, kuten metsissä.

Suomessa matkailun aluetaloudellisissa vaikutuksissa on eroja, ja matkailulla on suhteellisesti suurin merkitys arvonlisäyksessä ja työllisyydessä Ahvenmaalla ja Lapissa (Nurmi 2024). Vaikka tarkkaa tietoa nimenomaan luontomatkailun merkityksestä ja kehityksestä ei ole saatavilla, erityisesti Lapissa on runsaasti eri tavoin suojeltuja alueita, kuten kansallispuistoja. Metsähallitus tekee säännöllisesti kävijätutkimuksia kansallispuistoissaan, retkeilyalueilla ja muissa vastaavissa kohteissa, ja näiden perusteella voidaan arvioida vaikutuksia paikallistalouteen. Vaikutusten paikallistalouteen on havaittu riippuvan paitsi kävijämääristä, myös siitä, kuinka kauan kävijät viipyvät alueella ja kuinka paljon palveluita alueella on tarjolla. Suuret kävijämäärät eivät välttämättä merkitse suuria taloudellisia vaikutuksia, sillä kävijämääriltään suurimpien joukkoon kuuluvan Nuuskion kansallispuiston taloudelliset vaikutukset on arvioitu suhteellisen vähäisiksi (Nikkola 2022).

Metsäisten luontotyyppien ennallistamistoimista suojelun osalta Kärkkäisen ym. (2023) raportissa todetaan, että erot suojelualueiden vetovoimassa ja tätä kautta luontomatkailusta syntyvissä tulo- ja työllisyysvaikutuksissa ovat suuria. Kansallispuistostatuksen on havaittu lisäävän

kävijämääriä, ja vetovoimaisimpia ovat suuret tai lähellä kasvukeskuksia sijaitsevat kansallispuistot, joissa on myös virkistyskäyttöä mahdollistavia rakenteita. Sen sijaan pienien, syrjäisten puistojen tai suojelualueiden, joissa ei ole retkeilijöille palveluita, kävijämäärät ja siten myös vaikutukset paikallistalouteen jäävät vaatimattomiksi. Pelkän suojelustatuksen ei arvioida merkittävästi lisäävän alueiden kiinnostavuutta vaan tarvitaan myös retkeilyn mahdollistavaa infrastruktuuria ja palveluita sekä investointeja niihin (Kärkkäinen ym. 2023).

Vaikka metsäisten luontotyyppien ennallistamistoimien luontomatkailemista kautta tuleviin tulo- ja työllisyysvaikutuksiin liittyy epävarmuuksia, ja niiden suuruus riippuu kohteiden vetovoimasta ja tarjolla olevista palveluista, ennallistamistoimet, kuten suojelu tai avohakkuiden välttäminen, todennäköisesti lisäävät alueiden virkistyskäyttöarvoja. Tutkimusten mukaan luonnontilaisiksi mielletty tai sellaisilta näyttävät metsät koetaan yleensä miellyttäväksi sekä tärkeinä rakennepiirteinä pidetään muun muassa kookkaita ja vanhoja puita (esimerkiksi Tyrväinen ym. 2017, Silvennoinen 2017, Frick ym. 2018).

Virkistyskäyttöarvojen lisäksi metsäisten luontotyyppien ennallistamistoimilla voi olla myönteisiä vaikutuksia luonnontuotealan näkökulmasta. Mustikka ja puolukka kärsivät avohakkuista ja erityisesti mustikka myös maanmuokkauksesta, mutta toisaalta ne hyötyvät harvennuksista (Mäkipää 2022).

Myös porotalous voi hyötyä metsäisten luontotyyppien ennallistamisesta, sillä porojen tärkeimmille talviravintokasveille, jäkälille ja varvulle, hakkuilla ja hakkuutähteillä on voimakkaan negatiivinen vaikutus heti hakkuiden jälkeen (Pekkarinen ym. 2024). Toisaalta metsien tihentyminen on haaste porotaloudelle, ja on viitteitä siitä, että harvennukset ja jatkuva kasvatus voivat parantaa maajäkälän kasvua ja siten hyödyttää porotaloutta (Miina ym. 2020).

12.2.6. Hiili- ja luontoarvomarkkinat

Komission vaikutustenarviointiraportin mukaan ennallistamisasetuksen toteutus tuottaisi merkittäviä ilmastohyötyjä etenkin turvemailla (ei sisällä turvemaapeltoja) päästöjen pienentymisen seurauksena. Arvion mukaan vähentyneiden turvemaapäästöjen euromääräinen hyöty aikavälillä 2022–2070 olisi 10,6–13 miljardia euroa (SWD(2022) 167 final). Suomessa turvemaiden ennallistamisen hyötyjen (yhteenlasketut ilmastohyödyt sekä muut ekosysteemi-hyödyt) olisivat jäsenvaltiosta ylivoimaisesti suurimmat, 1,1 miljardia euroa vuodessa, mikä vastaisi 69 prosenttia koko EU-alueen turvemaiden ennallistamishyödyistä (SWD(2022) 167 final). Turvemaametsien ennallistamisen ilmastovaikutuksiin liittyy kuitenkin epävarmuuksia, ja tuloksissa on eroja riippuen esimerkiksi valituista ennallistamistoimista tai kasvupaikan ominaisuuksista. Laineen ym. (2024) mukaan maaperäpäästöjä tarkasteltaessa suurimmat ilmastohyödyt voidaan saavuttaa ravinteikkaiden ojitettujen turvemaametsien ennallistamisella vettämällä puustoiseksi suoksi, kun taas karujen turvemaametsien ennallistamisen ilmastohyödyt ovat pienempiä. Toisaalta Launian ym. (preprint) mukaan ojitettujen turvemaametsien ennallistaminen vettämällä ei tuottaisi ilmastohyötyjä alle kahden sadan vuoden tarkasteluajanjaksolla, vaan päästöt kasvaisivat, kun tarkastelussa otetaan huomioon maaperän lisäksi myös elävän puuston ja puutuotteiden hiilivaraston muutokset sekä ennallistamisen vaikutukset albedoon eli maan pinnan kykyyn heijastaa auringon säteilyä.

Suomessa tilannekuva maankäyttösektorin päästöistä ja poistumista on viime vuosina muuttunut merkittävästi, kun metsämaa (puusto ja maaperä) on muuttunut nielusta päästölähteeksi. Kehitystä selittävät muun muassa hakkumäärien ja luonnonpoistuman kasvaminen, metsien

kasvun pienentyminen sekä päästöjen ja poistumien seurantamenetelmien kehittyminen, jonka seurauksena arviot erityisesti ojitettujen turvemaametsien maaperäpäästöistä ovat tarkentuneet. Päivittyneen tietopohjan vaikutusta havainnollistaa se, että vuoden 2021 kasvihuonekaasuinventaariossa ja ennen uuden ojitettujen turvemaametsien maaperän seurantamenetelmän käyttöönottoa metsämaan vuoden 2019 nielu oli 23,0 Mt CO₂-ekv. Vuoden 2025 kasvihuonekaasuinventaariossa metsämaan nielun suuruus vuonna 2019 oli 6,1 Mt CO₂-ekv. Nieluarvion pienentymiseen lähes 17 Mt CO₂-ekv.:lla on vaikuttanut ojitettujen turvemaametsien maaperän uuden seurantamenetelmän käyttöönoton lisäksi VMI-kierrosten myötä päivittyneet tiedot metsien kasvusta ja biomassakertoimista, joita käytetään puuston kokonaisbiomassan määrän arviointiin ja karikesyötteen mallinnukseen. Vastaavasti HIISI-raportin perusele WEM-skenaarion mukaan metsämaa Suomen ilmastolain hiilineutraaliuden tavoitevuonna 2035 olisi 24,9 Mt CO₂-ekv.:n nielu, kun vuotuinen hakkuukertymä olisi runsaat 80 miljoonaa kuutiometriä (Maanvilja ym. 2021). KEITO-raportin mukaan metsämaa vuonna 2035 olisi puolestaan 10,2 Mt CO₂-ekv.:n päästölähde, kun vuotuinen hakkuukertymä olisi runsaat 80 miljoonaa kuutiometriä (Koljonen ym. 2025). HIISI- ja KEITO-raporttien skenaariotarkastelut ovat niin sanottuja virallisia skenaarioita, joita on hyödynnetty Suomen energia- ja ilmastopolitiikan valmistelussa Marinin ja Orpon hallitusten aikana. Raporttien laadinnan välisen neljän vuoden aikana tietopohja on päivittynyt merkittävästi, ja samalla arvio metsämaan vuoden 2035 hiilinielusta on supistunut runsaat 35 Mt CO₂-ekv.

Maankäyttösektorin muuttunut tilannekuva tarkoittaa, että Suomen on vaikeaa saavuttaa EU:n LULUCF-asetuksen mukaisia velvoitteitaan tai Suomen ilmastolain mukaisia tavoitteitaan ilman merkittäviä lisätoimia. Velvoitteiden täyttymättömyydestä voi myös syntyä kustannuksia. Esimerkiksi Seppälä ym. (2025) arvioivat, että Suomelle muodostuisi LULUCF-asetuksen ensimmäisellä velvoitekaudella vuosina 2021–2025 alijäämää 110 Mt CO₂-ekv. Toisella velvoitekaudella vuosina 2026–2030 alijäämää syntyisi 44 Mt CO₂-ekv., mikäli vuotuiset hakkuut säilyisivät nykytasolla noin 73 miljoonassa kuutiometrissä. Mikäli hakkuut kasvaisivat 80 miljoonaan kuutiometriin, alijäämää syntyisi toisella velvoitekaudella 86 Mt CO₂-ekv. Alijäämää voidaan kompensoida hankkimalla maankäyttösektorin nieluysiköiltä muilta EU:n jäsenvaltioilta tai taakanjakosektorin päästöyksiköillä, joita myös voidaan hankkia muilta jäsenvaltioilta. Riippuen nielu- ja päästöyksiköiden hinnasta ja LULUCF-asetuksen mukaisten joustojen käyttömahdollisuuksista Seppälä ym. (2025) arvioivat, että alijäämän kattamisen kustannukset olisivat 0,8–5,5 miljardia euroa ensimmäisellä velvoitekaudella. Toisen velvoitekauden alijäämän kattamisen kustannuksiksi muodostuisi 0,2–4,1 miljardia euroa riippuen nielu- ja päästöyksiköiden hinnasta, joustojen käyttömahdollisuudesta sekä toteutuneista hakkuukertymistä (Seppälä ym. 2025). Koska metsämaan kasvihuonekaasuinventaarion mukaiset päästöt ja poistumat riippuvat lyhyellä aikavälillä voimakkaasti vuotuisista hakkuukertymistä, Seppälä ym. (2025) arvioivat, että Suomen LULUCF-asetuksen mukainen vuoden 2030 nielutavoite voitaisiin saavuttaa, jos hakkuut pienenisivät vuodesta 2025 alkaen lineaarisesti 62 miljoonaan kuutiometriin.

Ennallistamistoimet metsäisillä luontotyypeillä voivat vähentää turvemaametsien maaperäpäästöjä. Ennallistamistoimista erityisesti metsien suojelu vähentää hakkuumahdollisuuksia, mikä voisi johtaa hakkumäärien pienentymiseen. Tämä puolestaan näkyisi metsien hiilinielun kasvuna ja pienentäisi nielu- ja alijäämän kattamiseen liittyvää kustannusriskiä. Kuinka paljon hakkuut pienentyisivät ennallistamistoimien seurauksena, riippuu ennallistamistoimien pinta-alasta, kuinka paljon ne rajoittavat metsien käyttöä ja siitä, muuttuisiko metsien käyttö

toimien kohdealueiden ulkopuolella nykyistä intensiivisemmäksi eli tapahtuisiko hakkuuvuotoa tilanteessa, jossa puun kysyntä säilyisi korkealla.

Komission vaikutustenarviointiraportin (SWD(2022) 167 final) mukaisiin ennallistamisen ilmastovaikutusten euromääräisiin hyötyarvioihin sekä Seppälän ym. (2025) esittämiin nieluvajeen kattamisen kustannusarvioihin liittyy epävarmuuksia muun muassa sen vuoksi, että tällä hetkellä hiilellä ei ole maankäyttösektorilla, toisin kuin päästökauppa-sektorilla, markkinahintaa. Komission hyötyarvion laskennassa on käytetty hintaa 100 €/tCO₂-ekv. Seppälän ym. (2025) kustannusarvioissa hintaa on vaihdeltu välillä 10–50 €/tCO₂-ekv. Muodostuuko jäsenvaltioiden välisissä siirroissa nieluyksiköille markkinahinta, on epävarmaa, sillä maankäyttösektorin tilannekuva myös muissa jäsenvaltioissa, kuten Ruotsissa ja Saksassa, on Suomen tavoin heikentynyt merkittävästi, eikä nieluyksiköitä välttämättä ole tarjolla.

LULUCF-asetuksen velvoitteet koskevat EU:n jäsenvaltioita, ja mahdollisuus nieluyksiköiden siirtoon jäsenvaltioiden välillä sekä nieluyksiköille mahdollisesti muodostuva markkinahinta luovat jäsenvaltioille taloudellisen kannusteen nielujen kasvattamiseksi ja päästöjen vähentämiseksi. Sen sijaan metsänomistajille on tällä hetkellä tarjolla niukasti CO₂-ekv.-perusteisia taloudellisia kannustimia ilmastotoimien toteuttamiseksi. Suomessa Metka-tuilla rahoitetaan muun muassa terveyslannoitusta sekä taimikon ja nuoren metsän hoitoa. Näiden tukien tavoitteena on metsien kasvun lisääminen, ja samalla tuetaan myös hiilensidontaa. Tuki kuitenkin perustuu tietyn toimenpiteen suorittamiseen eikä toimen tuloksena syntyvään ja CO₂-ekv.:na mitattavaan nielujen kasvuun tai päästöjen vähenemiseen. Metsänomistajien CO₂-ekv.-perusteiset taloudelliset kannustimet ovatkin jääneet vapaaehtoisten hiilimarkkinoiden varaan, joiden kehittymistä ovat hillinneet hiiliyksiköihin laatuun, niiden käyttömahdollisuuksiin ja yritysten ympäristöväittämiin liittyvät kysymykset sekä epäilyt viherpesusta. Ongelmien ratkaisemiseksi EU on määrittämässä pelisääntöjä vapaaehtoisille hiilimarkkinoille sääntelyn kautta. Vuonna 2024 voimaan tulleella hiilenpoistojen sertifiointiasetuksella (CRCF-asetus, (EU) 2024/3012) luodaan sertifiointikehys vapaaehtoisille hiilimarkkinoille, ja asetukseen pohjalta annettavilla komission delegoiduilla säädöksissä määritetään tarkemmin sertifiointikehityksen poistumien kriteerit. Metsätalouden sekä turvemaiden osalta kriteerien laadinta on kesken, ja avoimia kysymyksiä liittyy esimerkiksi siihen, millaisia toimia voidaan ottaa huomioon, miten suorat ja epäsuorat poistumat mitataan ja todennetaan sekä ovatko poistumat aidosti lisäisiä.

CRCF-asetuksen eräänä tarkoituksena on houkutella yksityistä rahoitusta laadukkaiden ilmastotoimien toteutukseen. Yksityistä rahoitusta tarvitaan myös luonnon monimuotoisuuden parantamiseen. Vapaaehtoisten luontoarvomarkkinoiden kehittämiseksi komissio julkaisi kesällä 2025 luontohyvityksiä koskevan etenemissuunnitelman (COM(2025) 374 final). Suunnitelmassa esitetään suuntaviivat koko EU-alueen kattavasta järjestelmästä ja niin sanotuista luontohyvityksistä (*nature credits*), jotka voisivat tuoda tuloja ekosysteemien suojeluun, ennallistamiseen ja kestäväan hoitoon osallistuville tahoille. Yritykset voisivat käyttää luontohyvityksiä tehdessään ympäristöväittämiä tuotteita tai palveluita markkinoidessaan. Suomessa on jo mahdollista tuottaa viranomaisvarmennettuja niin sanottuja luonnonarvohehtaareja luonnon-suojelulain 11 luvun perusteella. Suomen METSO-ohjelma on puolestaan esimerkki olemassa olevasta, julkisin varoin rahoitetusta vapaaehtoisesta järjestelmästä, joka tarjoaa metsänomistajille ansaintamahdollisuuksia luontoarvojen turvaamisesta.

EU:n uudessa metsästrategiassa todetaan, että metsänomistajat saavat nykyisin tuloja puuntuotannosta, mutta muiden ekosysteemipalveluiden tuotannosta palkitaan harvoin tai ei

koskaan (COM(2021) 572 final). Metsästrategian mukaan tämän tulisi muuttua, ja "metsänomistajille ja metsien hoitajille tarvitaan houkuttimia ja taloudellisia kannusteita, 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" (COM(2021) 572 final). Suomen METSO-ohjelma mainitaan EU:n metsästrategiassa esimerkillisenä, kansallisena ekosysteemipalvelujen maksujärjestelmänä. Toisaalta ennallistamisasetuksen toteutus koskee Suomessa suuria pinta-aloja jo pelkästään boreaalisten luonnonmetsien osalta. Mikäli ennallistamisasetuksen tavoitteisiin metsäisissä luontotyypeissä pyritäisiin METSO-ohjelman keinoin, tulisi myös sen rahoitusta lisätä merkittävästi.

13. Johtopäätökset

Tämä selvityksen tavoitteena oli ehdottaa kriteerit, joiden avulla metsäisten luontotyyppien (boreaaliset luonnonmetsät, harjumetsät, lehdot, puustoiset suot) tunnistamista ja tilan (hyvässä/ei hyvässä tilassa) arviointia voitaisiin kehittää Natura-verkoston ulkopuolisilla alueilla. Selvityksessä arvioitiin myös valtakunnan metsien inventointiaineiston ja Suomen metsäkeskuksen metsävaratiedon hyödyntämismahdollisuuksia metsäisten luontotyyppien luontotyyppien tunnistamisessa ja hyvän tilan arvioinnissa, sekä näiden aineistojen kehittämistarpeita ja -mahdollisuuksia. Lisäksi selvityksessä tunnistettiin metsänkäsittelyt, joilla voidaan edistää luontotyyppien hyvän tilan saavuttamista, sekä arvioitiin metsänkäsittelyssä tarvittavia muutoksia suhteessa metsänhoitosuositukseen. Selvityksessä myös arvioitiin yleisellä tasolla laadullisesti metsäisten luontotyyppien hyvän tilan saavuttamisesta aiheutuvia ekologisia ja taloudellisia vaikutuksia.

Direktiiviluontotyyppien määrittämisen tulee kussakin EU:n jäsenmaassa perustua EU:n habitaattimanuaaliin. EU:n habitaattimanuaali ei kuitenkaan tarjoa yksiselitteistä tulkintaa luontotyyppien tunnistamiseen, vaan sitä on mahdollista tulkita eri tavoilla. Tämän selvityksen mukaan nykyisiä tulkintoja metsäisten luontotyyppien ja niiden hyvän tilan määrittämisestä, joita on tehty Natura-luontotyyppioppaassa ja Natura-inventointiohjeessa, olisi joiltakin osin tarve täsmentää. Täsmennyksiä tarvitaan, koska näiden ohjeistusten välillä on epä johdonmukaisuuksia. Lisäksi näissä ohjeistuksissa on annettu hyvin vähän raja-arvoja luontotyypejä kuvaaville ominaispiirteille, minkä takia luontotyyppien tunnistaminen ja hyvän tilan määrittäminen voi olla vaikeaa.

Tässä raportissa esitetään raportin kirjoittajien ehdotuksia metsäisten luontotyyppien tunnistamisen ja hyvän tilan kriteereiksi ja näiden kriteerien raja-arvoiksi. Nämä ehdotukset ovat siten raportin kirjoittajien näkemyksiä ja tulkintoja siitä, miten EU:n habitaattimanuaalissa esitetyt metsäisten luontotyyppien määritelmät voitaisiin muuntaa eri luontotyypejä koskeviksi kriteereiksi Suomessa ja millaisia täsmennyksiä siten tarvittaisiin Natura-luontotyyppioppaaseen ja -inventointiohjeeseen. Kaikilta osin ei pystytty ehdottamaan yhtä kriteeriä tai yhtä kriteerin raja-arvoa, vaan joillekin kriteereille ja raja-arvoille ehdotettiin useampia vaihtoehtoja. Tämä johtui siitä, että näiden kriteerien ja raja-arvojen osalta nykyistä ohjeistusta on mahdollista tulkita useilla eri tavoilla.

Boreaalisten luonnonmetsien tunnistamiskriteerit ovat samat kuin niiden hyvän tilan kriteerit. Boreaalisille luonnonmetsille ehdotetut kriteerit on suurimmaksi osaksi otettu suoraan Natura-inventointiohjeesta. Vanhojen metsien, nuorten sukkessiovaiheiden ja kuolleen pysty-puuston ja eri lahovaiheiden maapuuston määrää koskeviin kriteereihin ehdotettiin kuitenkin täsmennyksiä.

Harjumetsille esitellään neljä erilaista tulkintaa: 1) ominaispiirteiden, kasvillisuuden ja lajiston perusteella määritellyt harjumetsät, 2) geologisin perustein määriteltyjen valorinteiden metsät (etelä- ja länsirinteet), 3) geologisin perustein määriteltyjen harjujen metsät (sisältäen kaikki ilmansuunnat), ja 4) kaikkien jäätikköjokimuodostumien metsät. Tulkinta 1 vastaa raportin kirjoittajien näkemyksen mukaan pitkälti Natura-luontotyyppioppaan mukaista tulkintaa ja Tulkinta 4, joka on laajin, Natura-inventointiohjeen mukaista tulkintaa. Tulkinat 2 ja 3 ovat aiemmin esittämättömiä: tulkinta 2 käsittää geologisin perustein määriteltyt harjujen valorinteiden metsät, tulkinta 3 kaikki varsinaisten harjujen metsät, mukaan lukien sekä valo- että varjorinteet ja niiden mahdolliset lakialueet sekä harjujen välittömät lähiympäristöt.

Puustoisten soiden ehdotetuista tunnistamiskriteereistä suotyyppi saatiin suoraan Natura-luontotyyppioppaasta ja -inventointiohjeesta. Natura-inventointiohjeessa on mainittu puustoisten soiden ohjeelliselle minimilatuspeittävyydelle raja-arvot, mutta muutoin siinä ja Natura-inventointiohjeessa esitettyihin tunnistamisen ja hyvän tilan kriteerien määrittelyihin ehdotetaan täsmennyksiä. Lehdoille ehdotetut tunnistamiskriteerit vastaavat Natura-luontotyyppioppaan ja -inventointiohjeen määrittelyjä. Sen sijaan kaikkiin ehdotettuihin hyvän tilan kriteereihin tehtiin täsmennyksiä näihin ohjeistuksiin verrattuna.

Tämän selvityksen toteuttamiseen käytettävissä olevilla resursseilla ei ollut mahdollista tuottaa kriteeriehdotuksia, joissa olisi huomioitu luontotyyppien sisäinen vaihtelu esimerkiksi kasvupaikan tai maantieteellisen sijainnin mukaan. Monelta osin tästä sisäisestä vaihtelusta ei tällä hetkellä ole edes riittävästi tutkimustietoa. Tulevaisuudessa aineistojen ja menetelmien kehittyessä ja tutkimustiedon lisääntyessä kriteerien määrittämisessä voidaan mahdollisesti ottaa paremmin huomioon myös luontotyyppien sisäinen vaihtelu.

Metsäisten luontotyyppien metsänkäsittelyssä on tärkeää tunnistaa, millaiset käsittelyt voivat mahdollistaa luonnon tilan parantamisen ja ennallistamisasetuksen tavoittelemisen elpymishityksen saavuttamisen sekä millaiset käsittelyt ovat mahdollisia metsätalouskäytössä olevilla esiintymillä, joiden katsotaan olevan hyvässä tilassa. Luonnonhoito, yhdistelmät suojelun ja metsänkäsittelyn välillä sekä suojelu ovat keskeisiä toimenpiteitä turvata luontotyypeille ominaisia piirteitä ja lajiston säilymistä.

Metsäisten luontotyyppien ja niiden hyvän tilan kokonaispinta-ala-arvioiden tarkentaminen edellyttää, että poimintakriteerit vastaavat mahdollisimman hyvin luontotyyppien tunnistamisen ja hyvän tilan kriteereitä. Osaa tässä raportissa ehdotetuista kriteereistä voitaisiin hyödyntää poimintakriteereinä, kun VML:n aineistoista arvioidaan metsäisten luontotyyppien kokonaisalaa ja niiden hyvässä tilassa olevaa pinta-alaa. Osaa ehdotettujen kriteereiden määrittämisestä olisi kuitenkin vielä tarkennettava. Lisäksi joitakin kriteereitä koskien VML edellyttää kehittämistä, sillä osa kriteereistä on liitettävä VML:ssä kerättäviin kuviotunnuksiin.

Metsäisiä luontotyyppisiä ja hyvässä tilassa olevia metsäisiä luontotyyppisiä ei tällä hetkellä pystytä poimimaan Metsäkeskuksen metsävaratiedosta ehdotettuja kriteereitä hyödyntäen. Tulevaisuudessa kaukokartoitukseen perustuvat menetelmät kehittyvät ja aineistot tarkentuvat, minkä ansiosta niiden hyödyntämismahdollisuudet luontotyyppien pinta-alojen ja hyvässä tilassa olevien pinta-alojen arvioinnissa paranevat. Tekniikan kehittyessä esimerkiksi hyperspektriaineistot yhdistettynä koneoppimismenetelmiin ja tehokkaisiin laskentapalveluihin voivat tulevaisuudessa tarjota mahdollisuuksia tarkempaan maaperän ominaisuuksien, aluskasvillisuuden ja puuston rakenteen määrittelyyn. Maastoinventointeja tarvitaan kuitenkin edelleen kaukokartoituksen käyttöönottamiseen luontotyyppien inventoinnissa ja seurannassa.

Metsäisten luontotyyppien ennallistamisen ekologiaa ja taloudellisia vaikutuksia tarkasteltiin laadullisesti yleisellä tasolla. Selvityksessä tarkasteltujen luontotyyppien ennallistamisella voidaan luoda elinympäristöjä ja vaikuttaa positiivisesti suureen osaan uhanalaisista metsälajeista. Ennallistamisen lajistovaikutukset kytkeytyvät metsän rakenteeseen ja toiminnassa tapahtuviin muutoksiin. Boreaalisten luonnonmetsien uhanalaisille lajeille kriittisimmät rakennepiirteet ovat vanhojen metsien, vanhojen puiden ja lahoppuun väheneminen. Harjumetsissä ja muissa paahdeympäristöissä puuston osittaisella poistamisella ja kivennäismaan paljastamisella pystytään elvyttämään erikoistuneiden kasvilajien heikentyneitä esiintymiä. Lehtojen aluskasvillisuudelle tärkeimpiä uhkia ovat kuusettuminen ja lehtipuun väheneminen, kun taas

muu eliöstö kärsii lahopuun puutteesta. Puustoisten soiden ennallistamisen lajistovaikutukset kytkeytyvät rakennepiirteissä (esim. vesitalous, puusto, kasvillisuus, mikroilmastolliset tekijät) tapahtuviin muutoksiin. Puustoisilla soilla esiintyy sekä suo- että metsälajistoa.

Metsäisten luontotyyppien ennallistamisen taloudelliset vaikutukset sekä kustannusten että hyötyjen näkökulmasta voivat olla Suomessa merkittävät. Metsäisten luontotyyppien tilan parantamisen taloudelliset vaikutukset riippuvat siitä, kuinka suuri pinta-ala on kysymyksessä, kuinka paljon työpanosta vaaditaan sekä kuinka paljon ja millä tavalla rajoitetaan maankäyttöä. Taloudelliset vaikutukset koostuvat toteuttamiskustannusten lisäksi vaikutuksista esimerkiksi puuntuotantoon, metsäsektorin arvonlisään, työllisyyteen, kiinteistöjen arvoihin sekä luontomatkailuun ja virkistyskäyttöön. Ennallistamisen taloudellisten vaikutusten arvioinnissa oleellista on pohtia, mihin tahoihin kustannukset ja hyödyt kohdistuvat sekä ennallistamisen toteutukseen liittyvien tulonjakovaikutusten oikeudenmukaisuutta. Metsäisten luontotyyppien ennallistamisen taloudellisista vaikutuksista tuotetaan tarkempaa tietoa Luonnonvarakeskuksessa käynnissä olevassa TalousENNA-hankkeessa.

Selvitys tuotti poliittisille päätöksentekijöille tietoa siitä, millaisia haasteita liittyy luontotyyppien ja niiden hyvän tilan määrittämistä koskevien ohjeistusten nykyiseen tulkintaa sekä tarjosi erilaisia ehdotuksia näiden tulkintojen kehittämiseksi. Tulkintojen muuttamisen ekologisista, taloudellisista ja sosiaalisista vaikutuksista tarvitaan kokonaisvaltaiset määrälliset arviot ennen kuin kriteeriehtotuksia on mahdollista hyödyntää ennallistamisasetuksen mukaisessa luontotyyppien arvioinnissa. Selvityksessä ei ollut mahdollista tehdä kattavaa arviointia myöskään siitä, millaisia seurannaisvaikutuksia aiheutuisi luontotyyppien tunnistamisen ja hyvän tilan kriteereiden muuttamisesta. Kriteerien muuttamisen seurauksena esimerkiksi luontodirektiivin mukaisen suojelutasoarvioinnin tulokset voisivat muuttua ja tähän saakka raportoidut pinta-alat eivät välttämättä olisi vertailukelpoisia tässä raportissa ehdotetuilla kriteereillä laskettujen pinta-alojen kanssa. Lisäksi nykyiset Natura-alueet on määritetty Natura-luontotyyppioppaan ja -inventointiohjeen mukaisilla kriteereillä ja kriteereiden muuttaminen voi siten vaikuttaa Natura-alueiden inventointitiedon ajantasaisuuteen, Natura-alueiden suojeluperusteisina olevien luontotyyppien pinta-aloihin ja siten myös Natura-alueverkostoon. Nämä vaikutukset tulisi huolellisesti selvittää ja ottaa huomioon, ennen kuin tehdään päätöksiä kriteereiden muuttamisesta.

Tämän selvityksen perusteella Natura-luontotyyppioppaan ja -inventointiohjeen luontotyyppikuvaukset ja määrittelyt olisi tarpeen yhdistää yhdeksi julkaisuksi. Tällöin voitaisiin poistaa ohjeistusten väliset epä johdonmukaisuudet ja siten helpottaa niiden tulkintaa ja soveltamista käytännössä. Samalla olisi tarpeen tarkastella EU:n habitaattimanuaalin tulkintojen täsmentämistä julkaisussa, kiinnittäen huomiota myös tässä raportissa esitettyihin luontotyyppikohtaisiin ehdotuksiin. Tutkimustietoa tarvittaisiin kuitenkin vielä siitä, kuinka hyvin ehdotettujen kriteerien perusteella pystytään tunnistamaan metsäiset luontotyyppit ja niiden hyvä tila. Lisätutkimusten perustella voitaisiin täsmentää edelleen luontotyyppien tunnistamisessa ja hyvän tilan määrittelyssä tarvittavia kriteereitä ja niiden raja-arvoja.

Viitteet

- Aakala, T. 2010. Coarse woody debris in late-successional *Picea abies* forests in northern Europe: Variability in quantities and models of decay class dynamics. *Forest Ecology and Management* 260: 770–779. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.05.035>
- Aakala, T. 2011. Temporal variability of deadwood volume and quality in boreal old-growth forests. *Silva Fennica* 45: 969–981. <https://doi.org/10.14214/sf.81>
- Aapala, K., Similä M. & Penttinen J. (toim.) 2013. Ojitettujen soiden ennallistamisopas. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja B 188. <https://julkaisut.metsa.fi/wp-content/uploads/sites/2/2023/11/b188.pdf>
- Aapala, K. 2020. Suot. Julkaisussa: Pöyry, J. & Aapala, K. (toim.) 2020. Lajit ja luontotyytit muuttuvassa ilmastossa. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 2/2020: 87–93. <https://helda.helsinki.fi/items/33c37642-371c-4caa-9b14-341a0923995c>
- Ahlvik, L. & Van Kooten, S. 2024. Distributional impacts of conservation on land prices: Evidence from Natura 2000. *Land Economics*, 062723–0057R. <https://doi.org/10.3368/le.101.2.062723-0057R>
- Airaksinen, O. & Karttunen, K. 1998. Natura 2000-luontotyyppiopas. Ympäristöopas 46.193 s.
- Airaksinen, O. & Karttunen, K. 2001. Natura 2000 -luontotyyppiopas. 2. korjattu painos. Ympäristöopas 46. Suomen ympäristökeskus. 194 s. <http://hdl.handle.net/10138/41087>
- Alanen, A., Leivo, A., Lindgren, L. & Piri, E. 1995. Lehtojen hoito-opas. Metsähallitus, Vantaa. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja, Sarja B 26. 128 s.
- Alapassi, M. & Alanen, A. 1988. Lehtojensuojelutyöryhmän mietintö. Komiteamietintö 16. Ympäristöministeriö.
- Andersson, E., Eriksson, T., Hansson, L., Nilsson, T., Paulsson, J. & Wester, J. 2024. Underlag för kostnadseffektivt genomförande av förnybartdirektivet – slutredovisning. Skogsstyrelsen, Rapport 2024/09 <https://www.skogsstyrelsen.se/globalassets/om-oss/rapporter/rapporter-2024/rapport-2024-09-underlag-for-kostnadseffektivt-genomforande-av-fornybartdirektivet.pdf>
- Arasto, A., Kohl, J., Kujanpää, L., Lehto, J., Lehtonen, J., Lintunen, J. & Mälikouri, S. 2024. Päästäjäksi tuottajaksi – Hiilidioksiditaloudella arvonlisää Suomen metsäsektorille. Luke & VTT. https://publications.vtt.fi/julkaisut/muut/2024/VTT_Luke_Hiilidioksiditalous.pdf
- Arnkil, N., Salin, S. & Heinonen, P. 2024. EU:n luontodirektiivin luontotyyppien tilan parantaminen – Selvitys sitoumuksen edellyttämistä toimista. Luodsi-hankkeen loppuraportti. Tapion raportteja nro 66. <https://tapio.fi/wp-content/uploads/2024/01/Luodsi-loppuraportti-taitto-final.pdf>
- Asplund, J., Nordén, J., Kjonaas, O.J., Madsen, R.L., Lunde, L.F., Birkemoe, T., Ronold, E.K., Norokute, M., Jansson, K.U., Karlsen, D.P., Sverdrup-Thygeson, A., Skrede, I., Methlie, I.S.H., Maurice, S., Botten, U.G., Krok, R.J., Kauserud, H. & Nybakken, L. 2024. Long term effects of forest management on forest structure and dead wood in mature boreal forests. *Forest Ecology and Management* 572. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2024.122315>

- Audiomedia Oy. 2025. Satelliittiseurannalla ajantasaista tietoa metsätuhojen seurantaan. <https://www.sttinfo.fi/tiedote/71305006/satelliittiseurannalla-ajantasaista-tietoa-metsatuhojen-seurantaan?publisherId=4627873&lang=fi>
- Barbier, S., Gosselin, F. & Balandier, P. 2008. Influence of tree species on understory vegetation diversity and mechanisms involved – a critical review for temperate and boreal forests. *Forest Ecology and Management* 254: 1–15. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.09.038>
- Britschgi, R., Piirainen, S., Joensuu, S., Juvonen, J., Ala-aho, P., Karvonen, T., Kauppila, M., Keränen, J., Marttila, H., Nieminen, M., Nieminen, T.M., Rintala, J., Ronkainen, T., Ronkainen, A-K., Rossi, P., Räsänen, T. & Tuominen, S. 2022. Metsätalouden pohjavesivaikutukset. Valtioneuvoston selvitys- ja tutkimustoiminnan julkaisusarja 2022:4. <https://urn.fi/URN:ISBN:978-952-383-484-2>
- COM(2020) 380 final. Komission tiedonanto Euroopan parlamentille, neuvostolle, Euroopan talous- ja sosiaalikomitealle ja alueiden komitealle. Vuoteen 2030 ulottuva EU:n biodiversiteettistrategia. Luonto takaisin osaksi elämäämme. Bryssel 20.5.2020, eur-lex.europa.eu/legal-content/FI/TXT/HTML/?uri=CELEX:52020DC0380
- COM(2021) 572 final. Komission tiedonanto Euroopan parlamentille, neuvostolle, Euroopan talous- ja sosiaalikomitealle ja alueiden komitealle. Uusi EU:n metsästrategia 2030. Annettu 16.7.2021. https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:0d918e07-e610-11eb-a1a5-01aa75ed71a1.0004.02/DOC_1&format=PDF
- COM(2025) 374 final. Komission tiedonanto Euroopan parlamentille, neuvostolle, Euroopan talous- ja sosiaalikomitealle ja alueiden komitealle. Luontohyviksiä koskeva etene-missuunnitelma. Annettu 7.7.2025. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=celex:52025DC0374>
- CRFC-asetus (EU) 2024/3012. Euroopan parlamentin asetus pysyvää hiilenpoistoa, hiiliviljelyä ja hiilen varastointia tuotteisiin koskevasta unionin sertifiointikehyksen perustamisesta. Annettu 27 päivänä marraskuuta 2024. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FI/ALL/?uri=CELEX:32024R3012>
- Elo, M., Penttinen, J. & Kotiaho, J.S. 2015. The effect of peatland drainage and restoration on Odonata species richness and abundance. *BMC Ecology* 15:11. DOI 10.1186/s12898-015-0042-z
- Elo, M., Kareksela, S., Haapalehto, T., Vuori, H. & Kotiaho, J.S. 2016. The Mechanistic Basis of Changes in Community Assembly in Relation to Anthropogenic Disturbance and Productivity. *Ecosphere* 7: Article e01310. <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/pdfdirect/10.1002/ecs2.1310>.
- Elo, M., Halme, P., Toivanen, T. & Kotiaho, J. 2019. Species richness of polypores can be increased by supplementing dead wood resource into a boreal landscape. *Journal of Applied Ecology* 56: 1267–1277. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13364>
- Elomaa, E. 1970. Pinnanmuotojen vaikutus lämpötilaoloihin Lammin Untulanharjulla kesällä 1968. *Terra* 82: 97–107.

- Esseen, P.-A. & Renhorn, K.-E. 1998. Edge effects on an epiphytic lichen in fragmented forests. *Conservation Biology* 12: 1307–1317. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.1998.-97346.x>
- EU 2024/1991. Euroopan parlamentin ja neuvoston asetus, annettu 24 päivänä kesäkuuta 2024, luonnon ennallistamisesta ja asetuksen (EU) 2022/869 muuttamisesta. Euroopan unionin virallinen lehti 29.7.2024. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FI/TXT/-PDF/?uri=OJ:L_202401991
- EU 2024/3024. Euroopan parlamentin ja neuvoston asetus asetuksen (EU) N:o 691/2011 muuttamisesta tiettyjen ympäristötilinpidon moduulien käyttöön ottamiseksi. Annettu 27 päivänä marraskuuta 2024. <https://eur-lex.europa.eu/eli/reg/-2024/3024/oj/eng>
- Eurola, S. 1962. Über die regionale Einteilung der südfinnischen Moore. *Annales Botanici Societatis Zoologicae Botanicae Fennicae Vanamo* 33(2): 1–243.
- Eurola, S., Huttunen, A. & Kukko-oja, K. 1995. Suokasvillisuusopas. 2. korjattu painos. Oulanka Reports 14. 85 s.
- Eurola, S., Kaakinen, E., Saari, V., Huttunen, A., Kukko-oja, K. & Salonen, V. 2015. Sata suotyyppiä. Opas Suomen suokasvillisuuden tuntemiseen. Thule instituutti & Oulangan tutkimusasema & Oulun yliopisto, Oulu. 112 s.
- Euroopan komissio 2023. Luonnonläheisen metsänhoidon käytäntöjä koskevat suuntaviivat. Euroopan unionin julkaisutoimisto, Luxemburg. <https://op.europa.eu/fi/publication-detail/-/publication/2d1a6e8f-8cda-11ee-8aa6-01aa75ed71a1/language-fi>
- European Commission 1996. Interpretation manual of European Union habitats Version EUR 15. - European Commission DG XI Environment, Nuclear Safety and Civil Protection, compiled by Carlos Romão DG XI - D.2.
- European Commission 2013. DG Environment. The Interpretation Manual of European Union Habitats - EUR28. Nature ENV B.3, 144 s. http://ec.europa.eu/environment/nature/legislation/habitatsdirective/docs/Int_Manual_EU28.pdf.
- European Commission 2023. Reporting under Article 17 of the Habitats Directive: Guidelines on concepts and definitions – Article 17 of Directive 92/43/EEC, Reporting period 2019-2024. Brussels. Pp 104.
- Ewers, R. & Didham, R. 2006. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Reviews* 81: 117–142. <https://doi.org/10.1017/S1464793105006949>
- Frick, J., Bauer, N., von Lindern, E. & Hunziker, M. 2018. What forest is in the light of people's perceptions and values: socio-cultural forest monitoring in Switzerland. *Geographica Helvetica* 73(4): 335–345. <https://doi.org/10.5194/gh-73-335-2018>
- From, S. (toim.) 2005. Paahdeympäristöjen ekologia ja uhanalaiset lajit. Suomen ympäristö 774.
- Granlund, L., Vesakoski, V., Sallinen, A., Kolari, T.H.M., Wolff, F. & Tahvanainen, T. 2022. Recent lateral expansion of Sphagnum bogs over central fen areas of boreal aapa mire complexes. *Ecosystems* 25: 1455–1475. <https://doi.org/10.1007/s10021-021-00726-5>

- GTK, Suomen turvevarojen kartoitus ja tutkimus. <https://www.gtk.fi/tutkimusprojekti/suomen-turvevarojen-kartoitus-ja-tutkimus/>
- GTK, Turvevarojen tilinpito. https://gtkdata.gtk.fi/turvevarojen_tilinpito/luonnontilaisuusluokat.html
- GTK 2005. Maaperäkartan käyttöopas. <http://weppi.gtk.fi/aineistot/mp-opas/index.htm>
- GTK 2010. Maaperä 1:200 000 (maalajit) [WWW Document]. Geologian tutkimuskeskus. URL https://tupa.gtk.fi/paikkatieto/meta/maapera_200k.html
- GTK 2023a. Jäätikkösyntyiset maaperämuodostumat. Glacial Features Geographical information systems data package. Geologian tutkimuskeskus. Päivittyvä aineisto. Verkkosivut: https://tupa.gtk.fi/paikkatieto/meta/glacial_features.html.
- GTK 2023b. Suotyypit ja turvekankaat 1.0/2023. Verkkosivut. https://tupa.gtk.fi/paikkatieto/meta/suotyypit_ja_turvekankaat.html
- Gummerus-Rautiainen, P., Alanen, A., Eisto, K., Ilmonen, J., Keskinen, H.-L., Krüger, H., Matveinen, K., Svensberg, M., Rintala, T., Raatikainen, R., Ryömä, R. & Siitonen, J. 2021. Helmielin ympäristöohjelma 2021–2030. Valtioneuvoston periaatepäätös. Valtioneuvoston julkaisuja 2021: 83. Valtioneuvosto. Helsinki. 75 s. <https://urn.fi/URN:ISBN:978-952-383-899-4>
- Hanski, I. 2000. Extinction debt and species credit in boreal forest: modelling the consequences of different approaches to biodiversity conservation. *Annales Zoologici Fennici* 37: 271–280. <https://www.jstor.org/stable/23735720>
- Hedenås, H. & Ericson, L. 2008. Species occurrences at stand level cannot be understood without considering the landscape context: Cyanolichens on aspen in boreal Sweden. *Biological Conservation* 141: 710–718.
- Heikkala, O. 2016. Emulation of natural disturbances and the maintenance of biodiversity in managed boreal forests: the effects of prescribed fire and retention forestry on insect assemblages. *Dissertationes Forestales* 222: 1–46. <https://doi.org/10.14214/df.222>
- Heikkala, O., Suominen, M., Junninen, K., Hämäläinen, A. & Kouki, J. 2014. Effects of retention level and fire on retention tree dynamics in boreal forests. *Forest Ecology and Management* 328: 193–201. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.05.022>
- Heikkala, O., Martikainen, P. & Kouki, J. 2016. Decadal effects of emulating natural disturbances in forest management on saproxylic beetle assemblages. *Biological Conservation* 194: 39–47. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.12.002>
- Heikkala, O., Martikainen, P. & Kouki, J. 2017. Prescribed burning is an effective and quick method to conserve rare pyrophilous forest-dwelling flat bugs. *Insect Conservation and Diversity* 10: 32–41. <https://doi.org/10.1111/icad.12195>
- Heikkilä J. & Kareinen, J. 2025. Kansallinen kaukokartoitus ja metsien digitaalinen kaksonen (MetsäKaksonen). Hankkeen loppuraportti 10/2025. Suomen metsäkeskus, Maanmittauslaitos, Metsähallitus Metsätalous Oy. <https://mmm.fi/documents/1410837/-147048451/Loppuraportti%20Mets%C3%A4Kaksonen%202025.pdf/d90b003a-feff->

[bbc7-02db-48cf0461e590/Loppuraportti%20Mets%C3%A4Kaksonen%202025.-pdf?t=1763557515067](https://doi.org/10.1111/rec.12050)

- Hekkala, A.-M., Päätaalo, M.-L., Tarvainen, O. & Tolvanen, A. 2014. Restoration of young forests in eastern Finland: benefits for saproxylic beetles (Coleoptera). *Restoration Ecology* 22: 151–159. <https://doi.org/10.1111/rec.12050>
- Hekkala, A., Ahtikoski, A., Päätaalo, M., Tarvainen, O., Siipilehto, J. & Tolvanen, A. 2016. Restoring volume, diversity and continuity of deadwood in boreal forests. *Biodiversity and Conservation* 25: 1107–1132. DOI 10.1007/s10531-016-1112-z
- Hekkala, A.-M., Jönsson, M., Kärvelä, S., Strengbom, J. & Sjögren, J. 2023. Habitat heterogeneity is a good predictor of boreal forest biodiversity. *Ecological Indicators* 148: 110069. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110069>
- Hiltula, O., Lensu, T., Kotiaho, J.S., Saari, V. & Päivinen, J. 2005. Voimajohtoaukeiden raivauksen merkitys soiden päiväperhosille ja kasvillisuudelle. *Suomen ympäristö* 725: 1–38. <http://hdl.handle.net/10138/40382>
- Hotanen, J.-P., Nousiainen, H., Mäkipää, P., Reinikainen, A. & Tonteri, T. 2018. Metsätyypit – kasvupaikkaopas. Metsäkustannus.
- 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. *Journal of Ecology* 97: 1320–1328. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2009.01583.x>
- Hyvärinen, E. & Aapala, K. (toim.) 2009. Metsien ja soiden ennallistamisen sekä harjumetsien paahdeympäristöjen luonnonhoidon seurantaohje. – Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja B 118. 114 s. <https://julkaisut.metsa.fi/julkaisu/metsien-ja-soiden-ennallistamisen-seka-harjumetsien-paahdeymparistojen-hoidon-seurantaohje/>
- 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. *Forest Ecology and Management* 212: 315–332. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.03.029>
- 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. *Conservation Biology* 20: 1711–1719. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00511.x>
- Hyvärinen, E., Juslén, A., Kemppainen, E., Uddström, A. & Liukko, U.-M. (toim.) 2019. Suomen lajien uhanalaisuus – Punainen kirja 2019. Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus. Helsinki. 704 s. <http://hdl.handle.net/10138/299501>
- 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. *Forest Ecology and Management* 324: 89–100. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.04.016>

- Ikkala, L., Korhonen, P. & Similä, M. 2024. Kaukokartoitusseurannan perustamisehdotukset. Julkaisussa: Ikkala, L. & Similä, M. (toim.) Ennallistettujen soiden seurannan kehittämisehdotukset. Hydrologia-LIFE-hankkeessa kertyneitä kokemuksia hoitoseurannan ja hydrologisen seurannan parantamiseksi ja kaukokartoitusseurannan perustamiseksi. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 251. <https://julkaisut.metsa.fi/wp-content/uploads/sites/2/2024/04/a251.pdf>
- Jalkanen, J., Nieminen, E. & Ahola A. 2025. Luontotyyppien ekologisen tilan arviointi ekologisessa kompensaatiossa – Suot.
- Joelsson, K., Hjältén, J., Work, T., Gibb, H., Roberge J.-M. & Löfroth, T. 2017. Uneven-aged silviculture can reduce negative effects of forest management on beetles. *Forest Ecology and Management* 391: 436–445. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.02.006>
- 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. *Canadian Journal of Forest Research* 38: 202–215. <https://doi.org/10.1139/X07-145>
- Kaakinen, E., Kokko, A., Aapala, K., Autio, O., Eurola, S., Hotanen, J.-P., Kondelin, H., Lindholm, T., Nousiainen, H., Rehell, S., Ruuhijärvi, R., Sallantausta, T., Salminen, P., Tahvanainen, T., Tuominen, S., Turunen, J., Vasander, H. & Virtanen, K. 2018a. Suot. Julkaisussa: Kontula, T. & Raunio, A. (toim.). Suomen luontotyyppien uhanalaisuus 2018. Luontotyyppien punainen kirja – Osa 1: Tulokset ja arvioinnin perusteet. Suomen ympäristökeskus & ympäristöministeriö, Helsinki. Suomen ympäristö 5/2018, 117–170. <https://urn.fi/URN:ISBN:978-952-11-4816-3>
- Kaakinen, E., Kokko, A., Aapala, K., Autio, O., Eurola, S., Hotanen, J.-P., Kondelin, H., Lindholm, T., Nousiainen, H., Rehell, S., Ruuhijärvi, R., Sallantausta, T., Salminen, P., Tahvanainen, T., Tuominen, S., Turunen, J., Vasander, H. & Virtanen, K. 2018b. Suot. Julkaisussa: Kontula, T. & Raunio, A. (toim.). Suomen luontotyyppien uhanalaisuus 2018. Luontotyyppien punainen kirja – Osa 2: Luontotyyppien kuvaukset. Suomen ympäristökeskus & ympäristöministeriö, Helsinki. Suomen ympäristö 5/2018: 321–474. <https://urn.fi/URN:ISBN:978-952-11-4819-4>
- Kallio, T. 2024. Monikäyttömetsien lajistoselvitys 2023. Metsähallituksen metsätalouden julkaisu 77, Helsinki, 76 s. <https://julkaisut.metsa.fi/julkaisu/monikayttometsien-lajistoselvitys-2023/>
- Kareksela, S., Ojanen, P., Aapala, K., Haapalehto, T., Ilmonen, J., Koskinen, M., Laiho, R., Laine, A., Maanavilja, L., Marttila, H., Minkkinen, K., Nieminen, M., Ronkanen, A.-K., Sallantausta, T., Sarkkola, S., Tolvanen, A., Tuittila, E.-S. & Vasander, H. 2021. Soiden ennallistamisen suoluonto-, vesistö-, ja ilmastovaikutukset. Suomen Luontopaneelin julkaisu 3B/2021. <https://doi.org/10.17011/jyx/SLJ/2021/3b>
- Kareksela, S., Räsänen, A., Kuningas, S., Louhi, P. & Ruuhijärvi, J. 2022. Esiselvitys Euroopan Unionin ennallistamislakialoitteen vaikutuksista Suomessa. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 23/2022. Luonnonvarakeskus. Helsinki. 32 s. <https://urn.fi/URN:ISBN:978-952-380-392-3>

- Kartano 2024. EU:n luontodirektiivin mukaista suojelutasaarviointia ja raportointia varten tuotettu harjumetsämaski, luontodirektiivin luontotyyppi harjumetsät (9060). Suomen ympäristökeskus. Julkaisematon paikkatietoaineisto.
- Keto-Tokoi P., Koivula M., Kuuluvainen T., Lindberg H., Punttila P., Shorohova E. & Vanha-Majamaa I. 2021. Säästöpuumetsätaloudella monimuotoisuutta talousmetsiin. Metsätieteen aikakauskirja 2021: 10541. <https://doi.org/10.14214/ma.10541>
- Kittamaa, S., Ryttylä, T., Ajosenpää, T., Aapala, K., Hallman, E., Lehesvirta, T. & Tukia, H. (toim.) 2009. Harjumetsien paahdeympäristöt – nykytila ja hoito. Suomen ympäristö 25. 88 s. <http://hdl.handle.net/10138/38029>
- Kivinen, S., Tanhuanpää, T., Viinikka, A., Mäyrä, J., Keski-Saari, S., Kuzmin, A., Hurskainen, P., Palmroos, I., Heinaro, E., Korpelainen, P., Vihervaara, P. & Kumpula, T. 2024. Kaukokartoitus mahdollistaa tarkan tiedon tuottamisen metsäluonnon monimuotoisuutta ilmentävistä piirteistä. Terra 136(4): 181–196. <https://doi.org/10.30677/terra.143654>
- Kniivilä, M., Hirvelä, H., Lintunen, J., Mutanen, A., Vatanen, E., Viitanen, J. & Kurttila, M. 2022. Metsien tiukan lisäsuojelun hakkuumahdollisuus-, arvonlisäys- ja työllisyysvaikutusten arviointi Skenaariotarkastelu EU:n biodiversiteettistrategiasta Suomessa. Luonnonvarakeskus. <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-380-480-7>
- Koivula, M., Louhi, P., Miettinen, J., Nieminen, M., Piirainen, S., Punttila, P. & Siitonen, J. 2022. Talousmetsien luonnonhoidon ekologisten vaikutusten synteesi: Synteesiraportti. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 60/2022. Luonnonvarakeskus. Helsinki. <https://urn.fi/URN:ISBN:978-952-380-472-2>
- Kolari, T.H.M., Korpelainen, P., Kumpula, T. & Tahvanainen, T. 2021. Accelerated vegetation succession but no hydrological change in a boreal fen during 20 years of recent climate change. Ecology and Evolution 11(12): 7602–7621. <https://doi.org/10.1002/ece3.7592>
- Koljonen, T., Soimakallio, S., Silfver, T. & Kivinen, M. (toim.) 2025. Kansallisen energia- ja ilmastopolitiikan uudet toimet ja skenaariot (KEITO) – keskipitkän aikavälin vaikutusarviot. VTT Technology 442. 242 s. <https://publications.vtt.fi/pdf/technology/2025/T442.pdf>
- Komonen, A., Junninen, K., Kotiaho, J.S. & Elo, M. 2024. Forest restoration benefits common and rare wood-decomposing fungi with a delay. Forest Ecology and Management 572: 122342. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2024.122342>
- Kontula, T. & Raunio, A. (toim.). 2018. Suomen luontotyyppien uhanalaisuus 2018. Luontotyyppien punainen kirja – Osa 1: Tulokset ja arvioinnin perusteet. Suomen ympäristökeskus ja ympäristöministeriö, Helsinki. Suomen ympäristö 5/2018. 388 s. <https://urn.fi/URN:ISBN:978-952-11-4816-3>
- Konu, H., Tyrväinen, L., Pesonen, J., Tuulentie, S., Pasanen, K. & Tuohino, A. 2017 Uutta liiketoimintaa kestävä luontomatkailun ja virkistyskäytön ympärille - Kirjallisuuskatsaus. Valtioneuvoston selvitys- ja tutkimustoiminnan julkaisusarja 45/2017. Valtioneuvoston kanslia. 133 s. <https://urn.fi/URN:ISBN:978-952-287-412-2>

- Korhonen K.T., Rätty M., Haakana H., Heikkinen J., Hotanen J.-P., Kuronen M. & Pitkänen J. 2024a. Forests of Finland 2019–2023 and their development 1921–2023. *Silva Fennica* 58: 24045. <https://doi.org/10.14214/sf.24045>
- Korhonen, L., Kärhä, K., Maltamo, M., Malinen, J., Hyyppä, J., Kaartinen, H., Toivonen, J., Packalen, P. & Koivula, M. 2024b. Kaukokartoitus ja metsäkoneiden sensorit metsien monimuotoisuusindikaattoreiden seurannassa. *Metsätieteen aikakauskirja* 2024: 23010. <https://doi.org/10.14214/ma.23010>
- Kotiaho, J.S., Ahlvik, L., Bäck, J., Hohti, J., Jokimäki, J., Kallio, K.P., Ketola, T., Kulmala, L., Lakka, H.-K., Lehtikoinen, A., Oksanen, E., Pappila, M., Sääksjärvi, I.E. & Peura, M. 2021. Metsäluonnon turvaava suojelun kohdentaminen Suomessa. *Suomen Luontopaneelin julkaisu* 2021/4. <https://doi.org/10.17011/jyx/SLJ/2021/4>
- Kouki, J. 2013. Nuoret luonnonmetsät metsien hoidon ja suojelun mallina. Uusia mahdollisuuksia metsäluonnon suojeluun talousmetsissä. *Luonnon Tutkija* 117(1–2): 4–19.
- 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. *Diversity and Distributions* 18: 348–355. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2011.00839.x>
- Kouki, J., Junninen, K., Mäkelä, K., Hokkanen, M., Aakala, T., Hallikainen, V., Korhonen, K.T., Kuuluvainen, T., Loiskekoski, M., Mattila, O., Matveinen, K., Puntila, P., Ruokanen, I., Valkonen, S. & Virkkala, R. 2018. Metsät. Julkaisussa. *Luontotyyppien punainen kirja – Osa 2: luontotyyppien kuvaukset*. Suomen ympäristökeskus & ympäristöministeriö, Helsinki. Suomen ympäristö 5/2018. <https://urn.fi/URN:ISBN:978-952-11-4819-4>
- Kukkala, A., Arvela, M., Annala, M., Elo, M., Forss, S., Häggblom, M., Ilmonen, J., Isokääntä, O., Joenaalto, I., Junninen, K., Kanerva, T., Karttunen, K., Karvinen, V., Kekäläinen, M., Kokko, A., Kuoppala, M., Kurvinen, L., Laine, A., Lehtomaa, L., Mykrä, H., Mäkelä, K., Puntila, P., Raunio, A., Rytteri, T., Sallinen, A., Tammilehto, A. & Virkkala R. 2025. Luontodirektiivin luontotyytit Suomessa. Luontodirektiivin mukainen suojelutasoarviointi 2019–2024 ja ennallistamisasetuksen luontotyypejä koskevat tavoitteet. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 32. 123 s. <http://hdl.handle.net/10138/601064>
- Kuntsi, S. & Toivanen, T. 2013. Lahopuun lisäyksen vaikutus kovakuoriaislajistoon. *Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja*. Sarja A 203, 34 s. <https://julkaisut.metsa.fi/wp-content/uploads/sites/2/2013/08/a203.pdf>
- Kuuluvainen, T., Penttinen, A., Leinonen, K. & Nygren M. 1996. Statistical opportunities for comparing stand structural heterogeneity in managed and primeval forests: an example from boreal spruce forest in southern Finland. *Silva Fennica* 30: 315–328. <https://doi.org/10.14214/sf.a9243>
- Kuuluvainen, T., Aakala, T. & Várkonyi, G. 2017. Dead standing pine trees in a boreal forest landscape in the Kalevala National Park, northern Fennoscandia: amount, population characteristics and spatial pattern. *Forest Ecosystems* 4: 12. <https://doi.org/10.1186/s40663-017-0098-7>

- Kvasnes, M.A.J. & Storaas, T. 2007. Effects of harvest regime on food availability and cover from predators in capercaillie (*Tetrao urogallus*) habitats. *Scandinavian Journal of Forest Research* 22: 241-247. <https://doi.org/10.1080/02827580701345884>
- Kärkkäinen, L., Hynynen, J., Rätty, M., Horne, P., Juutinen, A., Korhonen, K.T., Koskela, T., Maidell, M., Miettinen, J., Miina, J., Määtä, K., Otsamo, A., Punntila, P., Svensberg, M. & Syrjänen, K. 2021. Kustannusvaikuttavat keinot metsäluonnon monimuotoisuuden köyhtymisen pysäyttämiseksi. Valtioneuvoston selvitys- ja tutkimustoiminnan julkaisusarja 2021: 21. <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-383-217-6>
- Kärkkäinen, L., Hirvelä, H., Kilpeläinen, H., Kniivilä, M., Kohl, J., Korhonen, K.T., Kurttila, M., Lem-pinen, R., Miina, J., Mutanen, A., Neuvonen, M., Nieminen, M., Ollila, P., Piirainen, S., Sarkkola, S., Tolvanen, A., Tuomainen, T., Tyrväinen, L., Vatanen, E. & Viitanen, J. 2022. Taustaselvitys Kansallinen metsästrategia 2035:n valmistelua varten: Skenaarioihin perustuva tarkastelu. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 61/2022. Luonnonvarakeskus. Helsinki. 131 s. <https://urn.fi/URN:ISBN:978-952-380-474-6>
- Kärkkäinen, L., Haakana, H., Hirvelä, H., Jokinen, M., Juutinen, A., Kangas, A., Kilpeläinen, H., Kniivilä, M., Koivula, M., Korhonen, K.T., Leppänen, J., Mutanen, A., Neuvonen, M., Pellikka, J., Punntila, P., Pynnönen, S., Syrjänen, K., Tuominen, S., Tuulentie, S. & Viitanen, J. 2023. Metsähallituksen alue-ekologisen suunnittelun arviointi 2023. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 113/2023. Luonnonvarakeskus. Helsinki. 283 s. <https://urn.fi/URN:ISBN:978-952-380-839-3>
- Laaksonen, M., Punntila, P. & Siitonen, J. 2020. Early-successional saproxylic beetles inhabiting a common host-tree type can be sensitive to the spatiotemporal continuity of their substrate. *Biodiversity and Conservation* 29: 2883–2900. <https://doi.org/10.1007/s10531-020-02004-7>
- Laine, J., Vasander, H. & Sallantausta, T. 1995. Ecological effects of peatland drainage. *Environmental Reviews* 3(3–4): 286–303.
- Laine, A.M., Leppälä, M., Tarvainen, O., Päätaalo, M.-L., Seppänen, R. & Tolvanen, A. 2011. Restoration of managed pine fens: effect on hydrology and vegetation. *Applied Vegetation Science* 14: 340–349. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2011.01123.x>
- Laine, J., Vasander, H., Hotanen, J.-P., Nousiainen, H., Saarinen, M. & Penttilä, T. 2018. Suotyy-pit ja turvekankaat – kasvupaikkaopas. Metsäkustannus, Helsinki. 160 s.
- Laine, J., Vasander, H., Hotanen, J.-P., Nousiainen, H., Saarinen, M. & Penttilä, T. 2021. Suotyy-pit ja turvekankaat - kasvupaikkaopas. 2. painos. Tapio Palvelut Oy.
- Laitinen, J., Ojanen, P., Aapala, K., Hotanen, J.-P., Kokko, A., Punntila, P., Rehell, S., Tiainen J. & Vasander H. 2020. Soiden eliölajit ja niiden uhanalaisuus. *Suo* 71(2): 157–172. <https://www.suo.fi/pdf/10589>
- Lajitietokeskus 2025. Lajitietokeskus pähkinäkuoressa. Verkkosivut: <https://info.laji.fi/etusivu/lajitietokeskus/>

- Larsen, J.B., Angelstam, P., Bauhus, J., Carvalho, J.F., Diaci, J., Dobrowolska, D., Gazda, A., Gustafsson, L., Krumm, F., Knoke, T., Konczal, A., Kuuluvainen, T., Mason, B., Motta, R., Pötzelsberger, E., Rigling, A. & Schuck, A. 2022. Closer-to-Nature Forest Management. From Science to Policy 12. European Forest Institute. <https://doi.org/10.36333/fs12>
- Launiainen, S., Ahtikoski, A., Rinne, J., Ojanen, P. & Hökkä, H. (preprint). Rewetting drained boreal peatland forests does not mitigate climate warming in the 21st century. <https://doi.org/10.31223/X5H43K>
- Lilja, S., De Chantal, M., Kuuluvainen, T., Vanha-Majamaa, I. & Puttonen, P. 2005. Restoring natural characteristics in managed Norway spruce [*Picea abies* (L.) Karst.] stands with partial cutting, dead wood creation and fire: immediate treatment effects. Scandinavian Journal of Forest Research 20 (Suppl. 6): 66–78. <https://doi.org/10.1080/14004080510040977>
- Lindberg, H. & Arnkil, N. 2023. Metsäisten paahdeympäristöjen tunnistaminen ja hoito. Tapion raportteja nro 57. 56 s. <https://tapio.fi/julkaisut-ja-raportit/metsaisten-paahdeymparistojen-tunnistaminen-ja-hoito/>
- Lindberg, H., Saaristo, L. & Nieminen, A. 2018. Tuli takaisin metsiin – kulotuksiin kannustamisen perusteet, tavoitteet ja tukeminen. Tapion raportteja nro 30. <https://tapio.fi/julkaisut-ja-raportit/tuli-takaisin-metsiin-kulotuksiin-kannustamisen-perusteet-tavoitteet-ja-tukeminen/>
- Linder, P., Elfving, B. & Zacrison, O. 1997. Stand structure and successional trends in virgin boreal forest reserves in Sweden. Forest Ecology and Management 98: 17–33. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(97\)00076-5](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(97)00076-5)
- Lindholm, T. & Tuominen, S. 1992. Metsien puuston luonnontilaisuuden arviointi. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 3, 37 s.
- Lintunen, J., Kohl, J., Buchert, J., Asikainen, A., Jyske, T., Maunuksela, J. & Lehto, J. 2023. Suomi elää metsästä myös 2035 – Keskustelunavaus metsäsektorin arvonalisän kaksinkertaistamiseen. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 14/2023. Luonnonvarakeskus. Helsinki. 21 s. <https://urn.fi/URN:ISBN:978-952-380-620-7>
- Luonnonsuojeluasetus 2023. Valtioneuvoston asetus luonnonsuojelusta 1066/2023. <https://www.finlex.fi/fi/lainsaadanto/saaduskokoelma/2023/1066>
- Luonnonsuojelulaki 2023. 9/2023. <https://www.finlex.fi/fi/lainsaadanto/saaduskoelma/2023/9>
- Luonnonvarakeskus 2023. Valtakunnan metsien inventoinnin maastotyöohje VMI13. 115 s.
- Luonnonvarakeskus 2025a. Biotalous tuotos, arvonalisyys ja investoinnit. https://statdb.luke.fi/PxWeb/pxweb/fi/LUKE/LUKE_10%20Muut_02%20Biotalousden%20tuotos/01_Biotalous.px/
- Luonnonvarakeskus 2025b. Biotalous työlliset, 1000 henkilöä. https://statdb.luke.fi/PxWeb/pxweb/fi/LUKE/LUKE_10%20Muut_02%20Biotalousden%20tuotos/03_Biotalousden_tyolliset.px/

- Luontodirektiivi 1992. Neuvoston direktiivi 92/43/ETY, annettu 21 päivänä toukokuuta 1992, luontotyyppien sekä luonnonvaraisen eläimistön ja kasviston suojelusta. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FI/TXT/HTML/?uri=CELEX:31992L0043>
- Luontodirektiivi 1997. Neuvoston direktiivi 97/62/EY, annettu 27 päivänä lokakuuta 1997, luontotyyppien sekä luonnonvaraisen eläimistön ja kasviston suojelusta annetun direktiivin 92/43/ETY mukauttamisesta tieteen ja tekniikan kehitykseen. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FI/TXT/PDF/?uri=CELEX:31997L0062>
- Maanavilja, L., Aapala, K., Haapalehto, T., Kotiaho, J. & Tuittila, E.-S. 2014. Impact of drainage and hydrological restoration on vegetation structure in boreal spruce swamp forests. *Forest Ecology and Management* 330: 115–125. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.07.004>.
- Maanavilja, L., Tuomainen, T., Aakkula, J., Haakana, M., Heikkinen, J., Hirvelä, H., Kilpeläinen, H., Koikkalainen, K., Kärkkäinen, L., Lehtonen, H., Miettinen, A., Mutanen, A., Myllykangas, J.-P., Ollila, P., Viitanen, J., Vikfors, S. & Wall, A. 2021. Hiilineutraali Suomi 2035: Maankäyttö- ja maataloussektorin skenaariot. Valtioneuvoston selvitys- ja tutkimustoiminnan julkaisusarja 2021_63. <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-383-263-3>
- Maanmittauslaitos 2024. Maanmittauslaitoksen historiallisten ilmakuviin arkisto palvelee niin tutkijoita kuin harrastajia. Verkkosivut: <https://www.maanmittauslaitos.fi/ajankohtaista/maanmittauslaitoksen-historiallisten-ilmakuviin-arkisto-palvelee-niin-tutkijoita-kuin>
- Maanmittauslaitos 2025. Yksittäisten puiden tarkat tiedot tulossa metsäsektorin käyttöön – hyötyä myös metsälain valvonnassa ja EU-säätelystä. Verkkosivut. <https://www.maanmittauslaitos.fi/ajankohtaista/yksittaisten-puiden-tarkat-tiedot-tulossa-metsasektorin-kayttoon-hyotya-myos>
- Metsäasetus 2013. Valtioneuvoston asetus metsien kestävästä hoidosta ja käytöstä. 1308/2013. <https://www.finlex.fi/fi/lainsaadanto/2013/1308>
- Metsähallitus 2023. Paahde-LIFE-hankkeen tuottamia aineistoja. Verkkosivut. <https://www.metsa.fi/projekti/paahde-life-hanke/paahde-life-hankkeen-tuottamia-aineistoja/>
- Metsäkeskus Tapio 1994. Luonnonläheinen metsänhoito: metsänhoitosuosituksat. Metsäkeskus Tapon julkaisu, Helsinki, 72 s.
- Metsänhoidon suosituksat 2023. Metsänuudistamisen ajoitus. <https://metsanhoidonsuosituksat.fi/fi/toimenpiteet/metsan-uudistamisen-ajoitus> [päivittyvät sisällöt]
- Metsänhoidon suosituksat, Lehdot. Verkkosivu: <https://metsanhoidonsuosituksat.fi/fi/toimenpiteet/lehdot> [päivittyvät sisällöt]
- Metsänhoidon suosituksat, Lehtojen huomioiminen metsänkäsittelyssä. <https://metsanhoidonsuosituksat.fi/fi/toimenpiteet/lehdot/toteutus#section-2129> [päivittyvät sisällöt]
- Metsänhoidon suosituksat, Monimuotoisuudelle merkittävät kangasmetsät. Verkkosivu: <https://metsanhoidonsuosituksat.fi/fi/toimenpiteet/monimuotoisuudelle-merkittavat-kangasmetsat> [päivittyvät sisällöt]

Metsänhoidon suositukset, Paahdeympäristöt. Verkkosivu: <https://metsanhoidonsuosituks-et.fi/fi/toimenpiteet/paahdeymparistot> [päivittyvät sisällöt]

Metsänhoidon suositukset, Suoelinympäristöt. <https://metsanhoidonsuosituks-et.fi/fi/toimen-piteet/suoelinymparistot/yleistietoa> [päivittyvät sisällöt]

Metsänhoidon suositukset, Vedenpalautus suolle. <https://metsanhoidonsuosituks-et.fi/fi/toi-menpiteet/vedenpalautus-suolle/toteutus> [päivittyvät sisällöt]

Metsäkeskus 2023. Järeitä säästöpuita jätetään aiempaa enemmän hakkuissa – vesiensuoje-lussa yhä parannettavaa. Verkkosivut. <https://www.metsakeskus.fi/fi/ajankohtaista/ja-reita-saastopuita-jatetaan-aiempaa-enemman-hakkuissa-vesiensuojelussa-ya-paran-nettavaa-3>

Metsäkeskus 2024. Metsämaa-sanasto. Metsäsanasto-sarja osa 4. <https://www.metsakes-kus.fi/fi/avoin-metsa-ja-luontotieto/sanastot-ja-standardit/metsasanasto/metsamaa-sanasto>

Metsäkeskus 2024a. Metsämaski. Aineisto. Tietotuotekuvaus: https://www.metsakeskus.fi/si-tes/default/files/document/tietotuotekuvaus_metsamaski.pdf

Metsäkeskus 2024b. Puustomaski. Aineisto. Tietotuotekuvaus: <https://www.metsakeskus.fi/si-tes/default/files/document/tietotuotekuvaus-puustomaski.pdf>

Metsäkeskus 2024c. Kuolleiden puiden tunnistaminen kaukokartoituksella vaatii vielä kehitys-työtä. Verkkosivut. <https://www.metsakeskus.fi/fi/ajankohtaista/kuolleiden-puiden-tunnistaminen-kaukokartoituksella-vaatii-viela-kehitystyota>

Metsäkeskus 2024d. Metsävaratiedot. Verkkosivut. <https://www.metsakeskus.fi/fi/avoin-metsa-ja-luontotieto/metsatietoaineistot/metsavaratiedot>

Metsäkeskus 2025a. Paikkatietoaineistot. Verkkosivut. <https://www.metsakeskus.fi/fi/avoin-metsa-ja-luontotieto/aineistot-paikkatieto-ohjelmille/paikkatietoaineistot>

Metsäkeskus 2025b. Metsäkeskus. Verkkosivut. <https://www.metsakeskus.fi/fi/tietoa-meista/metsakeskus>

Metsäkeskus 2025c. Tietotuotekuvaus: Inventointikoealat. <https://www.metsakeskus.fi/si-tes/default/files/document/tietotuotekuvaus-inventointikoealat.pdf>

Metsäkeskus 2025d. Tietotuotekuvaus: Hila-aineisto. <https://www.metsakeskus.fi/sites/de-fault/files/document/tietotuotekuvaus-hila-aineisto.pdf>

Metsäkeskus 2025e. Tiedonkeruu. Verkkosivut. <https://www.metsakeskus.fi/fi/avoin-metsa-ja-luontotieto/tietojen-yllapito/tiedonkeruu>

Metsäkeskus 2025f. Tietotuotekuvaus: Metsävarakuviot. <https://www.metsakeskus.fi/sites/de-fault/files/document/tietotuotekuvaus-metsavarakuviot.pdf>

Metsäkeskus 2025g. Tiedon laatu. Verkkosivut. <https://www.metsakeskus.fi/fi/avoin-metsa-ja-luontotieto/tietojen-yllapito/tiedon-laatu>

- Metsäkeskus 2025h. Metsänomistajat saavat tietoa kuolleista puista Metsään.fi-palvelusta. Verkkosivut. <https://www.metsakeskus.fi/fi/ajankohtaista/metsanomistajat-saavat-tietoa-kuolleista-puista-metsaanfi-palvelusta>
- Metsäkeskus 2025i. Erityisen tärkeät elinympäristöt. Verkkosivut. <https://www.metsakeskus.fi/fi/avoin-metsa-ja-luontotieto/luontotietoaineistot/erityisen-tarkeat-elinymparistot>
- Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio. 2001. Hyvän metsänhoidon suositukset. Helsinki, 95 s.
- Miina J., Tolvanen A., Kumpula J. & Tyrväinen L. 2020. Metsien luonnontuotteet, virkistyskäyttö ja porolaitumet jatkuvapeitteisessä ja jaksollisessa kasvatuksessa. Metsätieteen aikakauskirja 2020: 10345. Katsaus. 18 s. <https://doi.org/10.14214/ma.10345>
- Mikola, J. & Sepponen, P. 1988. Rinteen suunnan ja hakkuun vaikutus Tiilikjärven harjun kasvillisuuteen. Folia Forestalia 722. 19 s. <https://urn.fi/URN:ISBN:951-40-1023-X>
- Montalvo, A., Williams, S., Rice, K., Buchmann, C., Cory, C., Handel, S., Nabhan, G., Primack, R. & Robichaux, R. 1997. Restoration biology: a population biology perspective. Restoration Ecology 5: 277–290. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.1997.00542.x>
- Mutanen, A. 2024. Ennallistamisasetus ja MISU. Julkaisussa: Kärkkäinen, L., Koivula, M., Korhonen, K.T., Mutanen, A., Mäkipää, R., Pitkänen, T.P., Tuominen, S. & Wall, A. EU:n ennallistamisasetuksen suhde maankäyttösektorin ilmastosuunnitelmaan. Metsiä koskeva tarkastelu. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 83/2024. Luonnonvarakeskus. <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-380-974-1>
- Myllymäki, M., Tuominen, S., Kuronen, M., Packalen, P. & Kangas, A. 2023. The relationship between forest structure and naturalness in the Finnish national forest inventory. Forestry 97: 339–348. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpad053>
- Mäkipää 2022. Metsä- ja suokasvillisuuden muutokset 1950-luvulta 2020-luvulle. <https://www.luke.fi/documents/metsa-ja-suokasvillisuuden-muutokset-1950-luvulta-2020-luvulle>
- Mäkisara, K., Katila, M. & Peräsaari, J. 2022. The Multi-Source National Forest Inventory of Finland — methods and results 2017 and 2019. Natural resources and bioeconomy studies 90/2022. Natural Resources Institute Finland, Helsinki 73 p. <https://urn.fi/URN:ISBN:978-952-380-538-5>
- Neuvoston direktiivi 92/43/ETY luontotyyppien sekä luonnonvaraisen eläimistön ja kasviston suojelusta. Euroopan yhteisön virallinen lehti N:o L 206/6. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FI/TXT/PDF/?uri=CELEX:31992L0043>
- Nikkola, K. 2022. Nuuksion kansallispuiston kävijätutkimus 2022 eväretkeilijöiden suosiossa. Metsähallitus, Vantaa. 38 s. <https://julkaisut.metsa.fi/julkaisu/nuuksion-kansallispuiston-kavijatutkimus-2022-evasretkeilijoiden-suosiossa/>
- Nirhamo, A., Hämäläinen, K., Junninen, K. & Kouki, J. 2023. Deadwood on clearcut sites during 20 years after harvests: The effects of tree retention level and prescribed burning. Forest Ecology and Management 545: 121287. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.121287>

- Nirhamo, A., Hämäläinen, A., Hämäläinen, K. & Kouki, J. 2024. The response of epiphytic lichens on living and dead *Pinus sylvestris* to prescribed fires of varying severity. *Forest Ecology and Management* 551: 121558. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.121558>
- Nordén, J., Åström, J., Josefsson, T., Blumentrath, S., Ovaskainen, O., Sverdrup-Thygeson, A. & Nordén, B. 2018. At which spatial and temporal scales can fungi indicate habitat connectivity? *Ecological Indicators* 91: 138–148. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.03.062>
- Noreika, N., Kotiaho, J.S., Penttinen, J., Punttila, P., Vuori, A., Pajunen, T., Autio, O., Loukola, O.J. & Kotze, D.J. 2015. Rapid recovery of invertebrate communities after ecological restoration of boreal mires. *Restoration Ecology* 23: 566–579. <https://doi.org/10.1111/rec.12237>
- Nurmi, O. 2024. Valtakunnallinen ja alueellinen matkailutilinpito. Matkailun talous- ja työllisyysvaikutukset 2021–2022. Työ- ja elinkeinoministeriön julkaisuja 2024:15. Työ- ja elinkeinoministeriö. 58 s. <https://urn.fi/URN:ISBN:978-952-327-901-8>
- Ohlson, M., Söderström, L., Hörnberg, G., Zackrisson, O. & Hermansson, J. 1997. Habitat qualities versus long-term continuity as determinants of biodiversity in boreal old-growth swamp forests. *Biological Conservation* 81: 221–231. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(97\)00001-3](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(97)00001-3)
- Pasanen, H., Junninen, K. & Kouki, J. 2014. Restoring dead wood in forests diversifies wood-decaying fungal assemblages but does not quickly benefit red-listed species. *Forest Ecology and Management* 312: 92–100. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.10.018>
- Pekkarinen, A.-J., Laitila, J., Kumpula, J., Hallikainen, V., Rautio, P., Siitari, J., Hoppula, S., Aatsinki, P., Lahti, J. & Holmström, E. 2024. HAKEMA: Hakkuutähteiden keruun mahdollisuudet poro- ja metsätalouden yhteensovittamisessa. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 38/2024. Luonnonvarakeskus. Helsinki. 66 s. <https://urn.fi/URN:ISBN:978-952-380-913-0>
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2003.12.007>
- 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 23-year monitoring period. *Forest Ecology and Management* 310: 508–516. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.08.061>
- Pihlainen, S. & Karhinen, S. 2024. Oikeudenmukainen siirtymä metsäalalla. Julkaisussa: Korhonen J. (toim.). Oikeudenmukainen siirtymä Suomessa 2025: ss. 79-105. Kalevi Sorsa - säätiö. <https://sorsaoundation.fi/wp-content/uploads/oikeudenmukainen-siirtyma-suomessa-2025-raportti.pdf>
- Positio 2024. Tiedote: Kehittyneet paikkatietoanalyysit parantavat suometsien hoidon ilmastokestävyyttä. Positio. Paikkatiedon erikoislehti 2.2.2024. <https://positio-lehti.fi/2024/02/-kehittyneet-paikkatietoanalyysit-parantavat-suometsien-hoidon-ilmastokestavytta/>

- Punntila, P. 2000. Metsien suojelualueverkon merkitys lahoppuukovakuoriaisten elinkelpoisten populaatioiden säilymiselle Etelä-Suomessa. Julkaisussa: Heikkinen, R., Punntila, P., Virkkala, R. & Rajasärkkä, A. Suojelualueverkon merkitys metsälajistolle: lehtojen putki-
lokasvit, metsien lahoppuukovakuoriaiset, havu- ja sekametsien linnut. Suomen ympä-
ristö 440: 49–96. <http://hdl.handle.net/10138/231790>
- Päivänen, J. 2007. Suot ja suometsät – järkevän käytön perusteet. Metsäkustannus Oy, Karisto
Oy:n kirjapaino, Hämeenlinna. 368 s.
- Ramberg, E., Berglund, H., Penttilä, R., Strengbom, J. & Jönsson, M. 2023. Prescribed fire is an
effective restoration measure for increasing boreal fungal diversity. Ecological Applica-
tions 2023: e2892. <https://doi.org/10.1002/eap.2892>
- Ranius, T. & Fahrig, L. 2006. Targets for maintenance of dead wood for biodiversity conserva-
tion based on extinction thresholds. Scandinavian Journal of Forest Research 21: 201–
208.
- Ranius, T. & Jonsson, M. 2007. Theoretical expectations for thresholds in the relationship be-
tween number of wood-living species and amount of coarse woody debris: A study
case in spruce forests. Journal for Nature Conservation 15: 120–130.
<https://doi.org/10.1016/j.jnc.2007.02.001>
- Ranius, T., Jonsson, B.G. & Kruys, N. 2004. Modeling dead wood in Fennoscandian old-growth
forests dominated by Norway spruce. Canadian Journal of Forest Research 34: 1025–
1034. <https://doi.org/10.1139/x03-271>
- Rouvinen, S., Kuuluvainen, T. & Siitonen, J. 2002. Tree mortality in a *Pinus sylvestris* dominated
boreal forest landscape in Vienansalo wilderness, eastern Fennoscandia. Silva Fennica
36: 127–145. <https://doi.org/10.14214/sf.554>
- Ruete, A., Snäll, T. & Jönsson, M. 2016. Dynamic anthropogenic edge effects on the distribu-
tion and diversity of fungi in fragmented old-growth forests. Ecological Applications
26: 1475–1485. <https://doi.org/10.1890/15-1271>
- Ruuhijärvi, R. 1960. Über die Regionale Einteilung der nordfinnischen Moore. Annales botanici
Societatis Zoologicae Botanicae Fennicae Vanamo. ISSN 0365-0960; 31, 1
- Ruuhijärvi, R., Kuusinen, M., Raunio, A. & Eisto, K. 2000. Metsien suojelun tarve Etelä-Suo-
messa ja Pohjanmaalla. Etelä-Suomen ja Pohjanmaan metsien suojelun tarve -työryh-
män mietintö. Ympäristöministeriö, Helsinki. Suomen ympäristö 437. <http://hdl.handle.net/10138/40585>
- Rybicki, J. & Hanski, I. 2013. Species–area relationships and extinctions caused by habitat loss
and fragmentation. Ecology Letters 16: 27–38. <https://doi.org/10.1111/ele.12065>
- Ryttäri, T. 2005. Paahdeympäristöt – ekologia ja kasvisto. Julkaisussa From, S. 2005 (toim.).
Paahdeympäristöjen ekologia ja uhanalaiset lajit. Suomen ympäristö 774.
<http://hdl.handle.net/10138/40620>

- Räsänen, A., Kekkonen, H., Lehtonen, H., Miettinen, A., Wejberg, H., Kareksela, S., Tzemi, S., Aro, L., Kuningas, S., Louhi, P. & Ruuhijärvi, J. 2023. Euroopan unionin ennallistamisasetusehdotuksen luontotyyppi ja turvemaatavoitteiden vaikutukset Suomessa. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 1/2023. Luonnonvarakeskus. Helsinki. 76 s.
<http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-380-586-6>
- Räty, M., Juutinen, A., Korhonen, K. T., Syrjänen, K. & Kärkkäinen, L. 2023. EU wood production vs. Biodiversity goals – possible reconciliation in Finland? *Scandinavian Journal of Forest Research* 38(5): 287–299. <https://doi.org/10.1080/02827581.2023.2229732>
- SAKTI 2025. Suojelualueiden kuviotietojärjestelmän biotooppikuvioaineisto. Metsähallituksen luontopalvelut.
- Sallantausta, T., Nieminen, M., Sarkkola, S. & Turunen, J. 2022. Ojittamattomien soiden vaikutus veden laatuun – suon nielut. *Vesitalous* 2/2022: 19–23.
- Santaniello, F., Djupström, L. B., Ranius, T., Weslien, J., Rudolphi, J. & Thor G. 2017. Large proportion of wood dependent lichens in boreal pine forest are confined to old hard wood. *Biodiversity and Conservation* 26: 1295–1310. DOI 10.1007/s10531-017-1301-4
- Sarasto, J. 1961. Über die Klassifizierung der für Walderziehung entwässerten Moore. *Acta Forestalia Fennica* 74(5): 1–47.
- Seppälä, J., Ahlvik, L., Leino, M., Mäkipää, R., Ollikainen, M., Salo, M., Soimakallio, S., Toivainen, A., Lehtonen, A., Mosley, F., Vesa, S. & Vikfors, S. 2025. Arvio Suomen maankäyttösektorin tilanteesta – Tarkastelussa EU:n LULUCF-velvoitekaudet 2021–2025 ja 2026–2030. Suomen ilmastopaneelin raportti 1/2025.
<https://doi.org/10.31885/9789527457344>
- Shorohova, E. & Kapitsa, E. 2015. Stand and landscape scale variability in the amount and diversity of coarse woody debris in primeval European boreal forests. *Forest Ecology and Management* 356: 273–284. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.07.005>
[Get rights and content](#)
- Siitonen, J. 2001. Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as an example. *Ecological Bulletins* 49: 11–41.
<https://www.jstor.org/stable/pdf/20113262.pdf>
- Siitonen, J., Martikainen, P., Puntila, P. & Rauh, J. 2000. Coarse woody debris and stand characteristics in mature managed and old-growth boreal mesic forests in southern Finland. *Forest Ecology and Management* 128: 211–225. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(99\)00148-6](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00148-6)
- Silvennoinen, H. 2017. Metsämaiseman kauneus ja metsänhoidon vaikutus koettuun maisemaan metsikkötasolla. *Dissertationes Forestales* 242. 86 s.
<https://doi.org/10.14214/df.242>
- Similä, M. & Junninen, K. 2011. Metsien ennallistamisen ja luonnonhoidon opas. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja B 157, 191 s. <https://julkaisut.metsa.fi/julkaisu/-metsien-ennallistamisen-ja-luonnonhoidon-opas/>

- Sippola, A.-L., Siitonen, J. & Kallio, R. 1998. Amount and quality of coarse woody debris in natural and managed coniferous forests near the timberline in Finnish Lapland. *Scandinavian Journal of Forest Research* 13: 204–214.
- Sippola, A.-L., Lehesvirta, T. & Renvall, P. 2001. Effects of selective logging on coarse woody debris and diversity of wood-decaying polypores in eastern Finland. *Ecological Bulletins* 49: 243–254.
- Sippola, A.-L., Similä, M., Mönkkönen, M. & Jokimäki, J. 2004. Diversity of polyporous fungi (Polyporaceae) in northern boreal forests: effects of forest site type and logging intensity *Scandinavian Journal of Forest Research* 19: 152–163.
<https://doi.org/10.1080/02827580410026294>
- Storaunet, K.O., Rolstad, J. & Groven, R. 2000. Reconstructing 100–150 years of logging history in coastal spruce forest (*Picea abies*) with special conservation values in central Norway. *Scandinavian Journal of Forest Research* 15: 591–604.
<https://doi.org/10.1080/02827580050216842>
- Storaunet, K.O., Rolstad, J., Gjerde, I. & Gundersen, V.S. 2005. Historical logging, productivity, and structural characteristics of boreal coniferous forests in Norway. *Silva Fennica* 39: 429–442. <https://doi.org/10.14214/sf.479>
- Strobl, K. 2019. Evaluating restoration success of rewetted peatlands: Recovery potential, temporal dynamics and comparison of monitoring approaches. Väitöskirja, Technische Universität München, 75 s. <https://mediatum.ub.tum.de/doc/1484578/1484578.pdf>
- Suomen ympäristökeskus. 2025. Luontodirektiivin mukaisen suojelutasoarvioinnin (2024–2025) taustamateriaali ja kansalliset muistiinpanot. Julkaisematon materiaali.
- 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. *Forest Ecology and Management* 446: 63–70. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.05.030>
- SWD(2022) 167 final. Commission Staff Working Document. Impact Assessment. Accompanying the proposal for a Regulation of the European Parliament and of the Council on nature restoration. Annettu: 22.6.2022. https://environment.ec.europa.eu/publications/nature-restoration-law_en
- Syke & Metsähallitus 2020. Natura 2000 -luontotyyppien inventointiohje. Versio 9, 5.6.2020 <https://www.ymparisto.fi/sites/default/files/documents/Luontotyyppiohjeistus-ver9-MH-SYKE-2020.pdf>
- Syrjänen, K., Korhonen, K.T., Punttila, P. & Siitonen, J. 2024. Luonnontilaiset metsät ja vanhat metsät Suomessa – Euroopan komission ohjeet ja kansallinen tarkastelu. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 2/2024. 87 s. <http://hdl.handle.net/10138/571053>
- Tammilehto, A., Härmä, P., Kallio, M., Törmä, M., Saikkonen, A., Tuominen, S., Impiö, M., Heikkinen, M., Kervinen, M., Jussila, T., Böttcher, K., Pääkkö, E., Kokko, A., Mäkelä, K. & Anttila, S. 2024a. Ylä-Lapin luonnon kaukokartoitus. Projektin loppuraportti osa 1 – Aineistot ja menetelmät. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 248. <https://julkaisut.metsa.fi/wp-content/uploads/sites/2/2024/02/a248.pdf>

- Tammilehto, A., Saikkonen, A., Pääkkö, E., Tuominen, S., Mäkelä, K., Kokko, A., Härmä, P., Kallio, M., Heikkinen, M., Impiö, M., Törmä, M. & Anttila, S. 2024b. Ylä-Lapin luonnon kaukokartoitus. Projektin loppuraportti osa 2 – Luontotyytit. Metsähallituksen luonnon-suojelujulkaisuja. Sarja A 249. <https://julkaisut.metsa.fi/wp-content/uploads/sites/2/2024/02/a249.pdf>
- Tamminen P. 2009. Suomen metsämaiden maannokset. Metsätieteen aikakauskirja vuosikerta 2009, numero 1, artikkeli 5838. <https://doi.org/10.14214/ma.5838>
- Tanhuanpää, T., Yrttimaa, T., Heinaro, E. & Holopainen, M. 2022. Laserkeilaus maalahopuun määrän ja ominaisuuksien kartoituksessa. Metsätieteen aikakauskirja, artikkeli 10684. <https://doi.org/10.14214/ma.10684>
- Thomssen, P.-M., Ahokumpu, M., Hokkanen, R., Nurmi, A., & Siirtola, P. (toim.) 2025. Metsähallitus Metsätalous Oy:n ympäristöopas. https://julkaisut.metsa.fi/wp-content/uploads/sites/2/2023/09/mh_ymparistooopas.pdf
- Tieteen termipankki 2025. <https://tieteentermipankki.fi/>. 21.9.2025.
- Tikkanen, M. & Heikkilä, R. 1986. Avohakkuualueen supan lämpöolojen vaikutus puunkasvuun Lammin Kilparistillä. Terra 98(4): 273–286.
- Tikkanen, O.-P., Martikainen, P., Hyvärinen, E., Junninen, K. & Kouki, J. 2006. Red-listed boreal forest species of Finland: associations with forest structure, tree species, and decaying wood. Annales Zoologici Fennici 43: 373–383.
- Tilastokeskus 2025. Tietoa tilastoinnista: Käsitteet: Paikkatieto. Verkkosivut: <https://stat.fi/meta/kas/paikkatieto.html>
- Toivanen, T. 2011. Lahopuun lisäyksen lajistovaikutuksia. Julkaisussa: Similä, M. & Junninen, K. Metsien ennallistamisen ja luonnonhoidon opas. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja B 157. s. 66. <https://julkaisut.metsa.fi/julkaisu/metsien-ennallistamisen-ja-luonnonhoidon-opas/>
- Toivanen, T. & Kotiaho, J. 2007a. Mimicking natural disturbances of boreal forests: the effects of controlled burning and creating dead wood on beetle diversity. Biodiversity and Conservation 16: 3193–3211. DOI 10.1007/s10531-007-9172-8
- Toivanen, T. & Kotiaho, J. 2007b. Burning of logged sites to protect beetles in managed boreal forests. Conservation Biology 21: 1562–1572. <https://www.jstor.org/stable/pdf/4621000.pdf>
- Toivonen, T., Herranen, T., Kivilompolo, J., Kujala, H., Laatikainen, M., Suomi, T., Turunen, J., Valo, O. & Vähäkuopus, T. 2022. GTK:n tutkimien soiden tutkimustilanne ja luonnontilaisuusluokitukset maakunnittain. Geologian tutkimuskeskus, Tutkimustyöraportti 40/2022. 38 s.
- Tolvanen, A., Saarimaa, M., Tuominen, S. & Aapala, K. 2020. Is 15% restoration sufficient to safeguard the habitats of boreal red-listed mire plant species? Global Ecology and Conservation 23: E01160. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e01160>

- Tukia, H., Hämäläinen, J. & Rytteri, T. 2015. (toim.). Harjumetsien paahde-elinympäristöverkostot - Metsien luonnonhoidon vaikutukset harjuluontoon, maisemaan ja paahdelajiston monimuotoisuuteen. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 2/2015. 102 s.
<http://hdl.handle.net/10138/153633>
- Tyrväinen, L., Silvennoinen, H. & Hallikainen, V. 2017. Effect of the season and forest management on the visual quality of the nature-based tourism environment: a case from Finnish Lapland. *Scandinavian Journal of Forest Research* 32(4): 349–359.
<https://doi.org/10.1080/02827581.2016.1241892>
- Tyrväinen, L., Lanki, T., Sipilä, R. & Komulainen, J. 2018. Mitä tiedetään metsän terveyshyödyistä? *Lääketieteellinen Aikakauskirja Duodecim* 134(13): 1397–1403.
<https://www.duodecimlehti.fi/duo14421/Tyrv%C3%A4inen>
- Valtioneuvosto 2024. Kansallisen ennallistamissuunnitelman valmistelu käynnistyy. Verkkosivut. <https://valtioneuvosto.fi/-/1410903/kansallisen-ennallistamissuunnitelman-valmistelu-kaynnistyy>
- Valtioneuvoston periaatepäätös 2025. Vanhan metsän kriteerit ja luonnontilaisen metsän määritelmä Suomessa. Ympäristöministeriö. Valtioneuvoston periaatepäätös YM/2024/57. <https://valtioneuvosto.fi/paatokset/paatos?decisionId=2394>
- 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. *Forest Ecology and Management* 250: 77–88.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.03.012>
- Vellend, M. 2010 Conceptual synthesis on community ecology. *The Quarterly Review of Biology* 85: 183–206. DOI: [10.1086/652373](https://doi.org/10.1086/652373)
- Ylisirniö, A.-L., Penttilä, R., Berglund, H., Hallikainen, V., Isaeva, 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. *Forest Ecology and Management* 286: 16–27.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.08.018>
- Ylisirniö, A.-L., Mönkkönen, M., Hallikainen, V., Ranta-Maunus, 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.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.04.042>
- Öckinger, E., Schweiger, O., Crist, T.O., Debinski, D.M., Krauss, J., Kuussaari, M., Petersen, J.P., Pöyry, J., Settele, J., Summerville, K.S. & Bommarco, R. 2010. Life-history traits predict species responses to habitat area and isolation: a cross-continental synthesis. *Ecology Letters* 13: 969–979. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01487.x>
- Österberg, M., Karjalainen, M., Lintunen, J., Tammelin, T., Asikainen, A., Vakkilainen, E., Toivonen, R., Virta, P. Henn, A., Nuutinen, E-M., Kohl, J. & Hassinen, J. 2024. Lankusta lääkeisiin - Tuoteportfolion arvonnoususta uutta arvonnollisaa metsäsektorille. Metsäbiotalouden tiedepaneelin raportti 1/2024. Metsäbiotalouden tiedepaneeli. Helsinki. 36 s.
<https://urn.fi/URN:ISBN:978-952-65456-0-8>

Liitteet

Liite 1. EU:n habitaattimanuaalissa (European Commission 2013) esitetyt kuvaukset boreaalisista luonnonmetsistä, harjumetsistä, lehdoista ja puustoisista soista

9010 * Western Taiga

For forest habitat types the following additional criteria were accepted by the Scientific Working Group (21-22 June 1993):

- forests of native species;
- forests with a high degree of naturalness;
- forests of tall trees and high forest;
- presence of old and dead trees;
- forests with a substantial area;
- forests having benefited from continuous sustainable management over a significant period.

1) Natural old forests as well as those young forest stages naturally developing after fire. Natural old forests represent climax or late succession stages with slight human impact or without any human impact. Present natural old forests are only minor remnants of those originally occurring in Fennoscandia. With intensive forestry, which is carried out practically throughout this region, the main features of natural old forests disappear, i.e. the considerable amount of dead and rotten wood, the great variation in tree age and length and species composition, the trees from previous generations, the more stable microclimate. Old natural forests are habitats of many threatened species, especially bryophytes, lichens, fungi, and invertebrates (mostly beetles). Some of the present old natural forests have human impact, but in spite of that they maintain many characteristics of the natural forests.

Because of the important role of fire, burned forest areas, and their young succession stages, have been naturally common in the boreal region. Nowadays they are extremely rare because of efficient fire protection and forestry. Natural recently burned forest areas are very important habitats for many endangered species. Typical of natural burned areas is a great amount of dead burned wood and a varying density of living trees which greatly conditions the regeneration of the forest. The character of the forests vary with the different boreal zones (hemi-, southern, middle, northern) and different site types.

The following sub-types are distinguished, according to the main tree species and site type variation:

- natural old spruce forests
- natural old pine forests
- natural old mixed forests
- natural old deciduous forests
- recently burnt areas
- younger forests naturally developed after fire

2) Plants: Pine forests - *Pinus sylvestris*, *Vaccinium vitis-idaea*, *Calluna vulgaris*, *Empetrum nigrum*, *Pleurozium schreberi*, *Cladonia* spp.; Spruce and mixed forests - *Picea abies*, *Pinus sylvestris*, *Betula* spp., *Vaccinium myrtillus*, *Deschampsia flexuosa*, *Maianthemum bifolium*, *Oxalis acetosella*, *Trientalis europea*, *Dicranum* spp., *Pleurozium schreberi*, *Hylocomium splendens*; Deciduous forests - *Betula* spp., *Populus tremula*, *Deschampsia flexuosa*, *Vaccinium myrtillus*, *Agrostis capillaris*, *Equisetum sylvaticum*. Lichens - *Evernia divaricata*, *Lobaria pulmonaria*. Fungi - *Amylocystis lapponica*, *Gloiodon strigosum*, *Fomitopsis populicola*, *Skeletocutis odora*, *S. stellae*, *Phlebia centrifuga*, *Haploporus odoratus*, *Aporpium corgae*, *Gelatoporia pannocincta*, *Phellinus populicola*.

Animals: Mammals - **Pteromys volans*, *Myopus schisticolor*, *Sorex minutus*; Birds – *Picoides tridactylus*, *Perisoreus infaustus*, *Dendrocopos leucotos*, *D. minor*; Beetles – *Tragosoma depsarium*, *Pytho kolwensis*, *P. abieticola*, *#Cucujus cinnaberinus*, *Peltis grossa*, **Osmoderma eremita*.

Originally natural old forests were found in the whole boreal and hemiboreal zones, except in the oro-hemiarctic treeless zone. In Finland nowadays most of the natural old forests are found in eastern and northern parts, in southern and western parts of the country only remnants of these forests remain. In Sweden most of the old natural forests are in the north and only some of them in the south.

9060 Coniferous forests on, or connected to, glaciofluvial eskers

1) This type includes Fennoscandian conifer forests found on or close to eskers. The top of an esker is often characterized by *Pinus sylvestris* and the slopes sometimes by *Picea abies*, although deciduous species may occur. Eskers are glaciofluvial gravel and sand formations which consist of relatively sorted material, often forming ridges over 20 meters high. In terms of ecological site factors they are more variable than the surrounding forest on flatter ground. In particular the microclimate differs notably between shaded and sunny slopes. Thus aspect and slope inclination, which reflect the effects of solar radiation and soil and air temperatures are important ecological factors. As a result of ecological characteristics, vegetation on sunny esker slopes is often relatively rich in species and particularly contains many leguminous plants as well as some eastern steppe plant species.

2) Plants: *Antennaria dioeca*, *Anthyllis vulneraria* subsp. *fennica*, *Astragalus alpinus*, *Brachypodium pinnatum*, *Calamagrostis arundinacea*, *Carex ericetorum*, *C. pediformis*, *Dianthus arenarius*, *Fragaria vesca*, *Hierochloë australis*, *Hypochoeris maculata*, *Juniperus communis*, *Lathyrus niger*, *L. vernus*, *Melica nutans*, *Oxytropis campestris*, *Pinus sylvestris*, *Polygonatum odoratum*, *Pulsatilla patens*, *P. vernalis*, *Pteridium aquilinum*, *Rubus saxatilis*, *Silene nutans*, *Thymus serpyllum*, *Vaccinium vitis-idaea* and *Viola rupestris* subsp. *rupestris*

3) Corresponding categories

Nordic classification: 2114b *Pinus sylvestris* - *Fragaria vesca* -variant, 2115 *Pinus sylvestris* - *Lathyrus* spp. - *Rubus saxatilis*-type.

4) Stands of esker forests on sunny slopes are often characterized by a relatively open tree structure and in addition the undergrowth often consists of species of warmer climate (e.g. *Carex pediformis*, *Pulsatilla patens*, *P. vernalis*, *Gypsophila fastigiata*) and some endangered butterfly species. About six different forest site types of eskers have been described, representing a gradient from xeric lichen rich forests to humid herb-rich forests.

9050 Fennoscandian herb-rich forests with *Picea abies*

1) This type occurs in areas of brown forest soils with mull, often in low-lying areas, ravines and slopes with fine sediment and a favourable water regime. The succession of this vegetation type normally leads to the dominance of spruce in the tree layer, although the broad-leaved trees often comprise a significant element. Tall herbs and ferns dominate, but the species composition varies greatly between northern, southern and western Fennoscandia. The forests are characterized by distinct layers of vegetation. The bottom layer is covered unevenly by bryophytes, the field layer is dominated by herbs and grasses, the bush and tree layers are well developed including a variety of species. Several vegetation types have been described, the main groups being dry, mesic and moist grass-herb forests. Sometimes ground water is flowing near the ground surface, which give rise to a specific species rich "wet-forest" flora and invertebrate fauna.

2) Plants: *Actaea spicata*, *A. erythrocarpa*, *Botrychium virginianum*, *Calypso bulbosa*, *Carex remota*, *Cicerbita alpina*, *Crepis paludosa*, # *Cypripedium calceolus*, *Diplazium sibiricum*, *Epipogium aphyllum*, *Geranium sylvaticum*, *Impatiens noli-tangere*, *Matteuccia struthiopteris*, *Melica nutans*, *Milium effusum*, *Paris quadrifolia*, *Viola selkirkii*; Mosses- *Brachythecium* spp., *Cirriphyllum piliferum*, *Eurhynchium* spp., *Plagiomnium* spp.

3) Corresponding categories

Nordic classification: 2124 *Picea abies*-*Oxalis acetosella*-*Melica nutans* -type, 2125 *Picea abies*-*Dryopteris* spp.-type and 2126 *Picea abies*-*Geranium sylvaticum*-*Aconitum lycoctonum* -type.

91D0 * Bog woodland

1) Coniferous and broad-leaved forests on a humid to wet peaty substrate, with the water level permanently high and even higher than the surrounding water table. The water is always very poor in nutrients (raised bogs and acid fens). These communities are generally dominated by *Betula pubescens*, *Frangula alnus*, *Pinus sylvestris*, *Pinus rotundata* and *Picea abies*, with species specific to bogland or, more generally, to oligotrophic environments, such as *Vaccinium* spp., *Sphagnum* spp., *Carex* spp. [*Vaccinio-Piceetea*: *Piceo-Vaccinienion uliginosi* (*Betulion pubescentis*, *Ledo-Pinion*) i.a.]. In the Boreal region, also spruce swamp woods, which are minerotrophic mire sites along margins of different mire complexes, as well as in separate strips in valleys and along brooks.

Sub-types:

44.A1 - *Sphagnum* birch woods

44.A2 - Scots pine mire woods

44.A3 - Mountain pine bog woods

44.A4 - Mire spruce woods

2) Plants: *Agrostis canina*, *Betula pubescens*, *B. carpatica*, *Carex canescens*, *C. echinata*, *C. nigra*, *C. rostrata*, *Eriophorum vaginatum*, *Frangula alnus*, *Juncus acutiflorus*, *Molinia caerulea*, *Trientalis europaea*, *Picea abies*, *Pinus rotundata*, *P. sylvestris*, *P. mugo*, *Sphagnum* spp., *Vaccinium oxycoccus*, *V. uliginosum*, *Viola palustris*; in spruce swamp woods also: *Carex disperma*, *C. tenuiflora*, *Diplazium sibiricum*, *Hylocomium umbratum* and *Rhytidiadelphus triquetrus*.

3) Corresponding categories

United Kingdom classification: "W4 *Betula pubescens-Molinia caerulea* woodland".

German classification: "430101 Birken-Moorwald", "440104 Latschen-Moorwald", "440101 Fichten-Moorwald", "440103 Spirken-Moorwald", "440102 Waldkiefern-Moorwald".

Nordic classification: "311 Skogsmossevegetation", "321 Skogs-och krattkärrvegetation".

Romanian classification: "R3106 Tufărişuri sud-est Carpatice de jneapăn (*Pinus Mugo*) în mlaştini oligotrofe de *Sphagnum*", "R4412 Raristi sud-est carpatice de molid (*Picea abies*) si/saupin silvestru (*Pinus sylvestris*) de tinoave", " R4414 Tufărişuri sud-est carpatice de mlaştini de mesteacăn pufos (*Betula pubescens*)".

Forests on the edge of upland bogs or transition mires may form a transition towards swamp forests (*Alnetea glutinosa*, *Alno-Ulmion* pp.).

Where bog woodland has colonized former non-woodland bog because of human impacts (bog degradation), the bog woodland may be removed in order to restore favourable conservation status of the former bog (types 7110, 7130 and 7140). Such secondary bog woodland is included in the definition of type 91D0 but generally has lower conservation priority than restoration of the original bog type.

Liite 2: Ojittamattomien korprien ja rämeiden pinta-ala (ha) boreaalisella vyöhykkeellä suotyyppiryhmän ja turpeen paksuuden mukaan

Turpeen paksuus	Suotyyppi						Yhteensä
	Lehtokorpi	Kangas-korpi	Kangas-räme	Ruohokan-gaskorpi	Puustoisensuon tyyppi	Muu suotyyppi	
Paksuturpeinen ≥ 30 cm	8 600	21 900	94 700	300	1 770 000	119 600	2 015 100
Ohutturpeinen < 30 cm	8 400	127 500	205 500	6 500	319 000	16 300	683 200
Yhteensä	17 000	149 400	300 200	6 800	2 088 900	136 000	2 698 300



**Löydät meidät
verkosta**

luke.fi



Luonnonvarakeskus (Luke) Latokartanonkaari 9, 00790 Helsinki