

This is an electronic reprint of the original article.

This reprint *may differ* from the original in pagination and typographic detail.

Author(s): Annika Kangas, Sari Pynnönen, Raisa Mäkipää, Atte Komonen & Panu Halme

Title: Metsien käytön kestävyysmuutoksen mittaamisen periaatteista

Year: 2022

Version: Published version

Copyright: The Author(s) 2022

Rights: CC BY-SA 4.0

Rights url: <http://creativecommons.org/licenses/by-sa/4.0/>

Please cite the original version:

Kangas A., Pynnönen S., Mäkipää R., Komonen A., Halme P. (2022). Metsien käytön kestävyysmuutoksen mittaamisen periaatteista. Metsätieteen aikakauskirja vuosikerta 2022 artikkeli 10761. <https://doi.org/10.14214/ma.10761>

All material supplied via *Jukuri* is protected by copyright and other intellectual property rights. Duplication or sale, in electronic or print form, of any part of the repository collections is prohibited. Making electronic or print copies of the material is permitted only for your own personal use or for educational purposes. For other purposes, this article may be used in accordance with the publisher's terms. There may be differences between this version and the publisher's version. You are advised to cite the publisher's version.



Annika Kangas¹, Sari Pynnönen², Raisa Mäkipää², Atte Komonen^{3,4} ja Panu Halme^{3,4}

Metsien käytön kestävyysmuutoksen mittaamisen periaatteista

Kangas A., Pynnönen S., Mäkipää R., Komonen A., Halme P. (2022). Metsien käytön kestävyysmuutoksen mittaamisen periaatteista. Metsätieteen aikakauskirja 2022-10761. Tutkimusartikkeli. 18 s. <https://doi.org/10.14214/ma.10761>

Tiivistelmä

Suomalaisen metsäpolitiikan keskeinen päämäärä on jo yli sadan vuoden ajan ollut puuntuotannollinen kestävyys, mutta metsätalouden kestävyys tarkastelu on laajentunut yhteiskunnallisten tarpeiden ja arvostusten muuttumisen myötä. Nykyisin metsäpolitiikan tavoitteeksi mainitaan usein kokonaiskestävyys, joka on kuitenkin kestävyys osa-alueiden välisten subjektiivisten, kullekin arvioijalle yksilöllisten vaihtosuhteiden takia mahdotonta saavuttaa. Tässä tutkimuksessa määritelimme tutkijatyönä laatuvaatimukset kestävyyskeskustelussa käytettävälle kriteerille. Tarvitaan kattava ja operatiivinen kriteeristö, jolla kestävyysmuutoksia voidaan objektiivisesti seurata. Kattavuus tarkoittaa, että kaikki sovellustilanteen kannalta merkittävät seikat on huomioitu. Toisaalta kaikilla kriteereillä tulee olla selkeä yhteys sovellustilanteeseen. Operatiivisuus taas tarkoittaa, että metsien käytön seurantaan ja tulevaisuuden suunnitteluun käytettävät kriteerit ovat tulkittavissa, mitattavissa, ja että ne pystyvät erottamaan metsien käytön muutoksia. Tulevaisuuden suunnittelun näkökulmasta kriteerien kehittyminen erilaisilla metsien käsittelyvaihtoehdoilla pitäisi olla ennustettavissa. Keräsimme työryhmissä ajatuksia metsien käytön kestävyys kriteereiksi ja indikaattoreiksi, ja työstimme niistä keskusteltavaksi ehdotuksen kestävyysmuutoksen mittaamisesta peilaamalla työryhmissä ehdotettuja kriteerejä ja indikaattoreita asetettuihin laatuvaatimuksiin. Koimme perinteiset ekologisen, sosiaalisen ja taloudellisen kestävyys ryhmät liian yleisiksi operatiiviseen käyttöön, ja sen vuoksi jaoin kriteerit kuuteen ryhmään: vesistön tila, luonnon tila, ilmaston tila, talous, hyvinvointi ja hyväksyttävyys. Useille tarkastelluille kriteereille emme löytäneet suoraa yhteyttä metsien käyttöä koskevaan päätöksentekoon. Monet tarkastelluista taloudellisista ja hyvinvointia kuvaavista kriteereistä soveltuvat paremmin esimerkiksi metsäteollisuuden investointeja ja toimintaa koskevaan päätöksentekoon tai maankäytön ja kaavoituksen päätöksentekoon kuin metsien käsittelyä koskevaan päätöksentekoon. Hyväksyttävyyttä koskevat kriteerit puolestaan soveltuvat esimerkiksi lakeja, sertifiointikriteereitä tai ohjeita koskevaan päätöksentekoon. Taloudellinen, sosiaalinen ja kulttuurinen kestävyys ilmenevät siten usein eri päätöksentekotasolla kuin ekologinen tai puuntuotannollinen, ja tämä näkyy kriteerien määrässä ja laadussa.

Asiasanat kestävyyskriteeri; kestävyysindikaattori; kestävyysmuutos; puuntuotannon kestävyys; ympäristövaikutukset

Yhteystiedot ¹Luonnonvarakeskus (Luke), Biotalous ja ympäristö, Joensuu; ²Luonnonvarakeskus (Luke), Biotalous ja ympäristö, Helsinki; ³Jyväskylän yliopisto, Bio- ja ympäristötieteiden laitos, Jyväskylä; ⁴Jyväskylän yliopisto, Resurssiviisausyhteisö, Jyväskylä

Sähköposti annika.kangas@luke.fi

Hyväksytty 22.12.2022

1 Johdanto

1.1 Kestävyyskäsitteen tausta

Uusiutuvien luonnonvarojen käytön kestävyydellä tavoitellaan sitä, että tulevilla sukupolvilla on vähintään yhtä hyvät mahdollisuudet luonnonvarojen käyttöön kuin nykyisillä sukupolvilla. Suomalaisen metsäpolitiikan keskeinen päämäärä on jo yli sadan vuoden ajan ollut puuntuotannollinen kestävyys. Esimerkiksi Saari (1962) näkee metsälain säännökset metsien hävittämisestä vuodelta 1918 merkinä pyrkimyksestä kestäväan metsätalouteen. Suomen Metsänhoitoyhdistys Tapio asetti 1916 komitean pohtimaan, hakataanko metsiä liikaa ja mitä asialle pitäisi tehdä, jos arvelu osoittautuisi todeksi (Haapanen 2014). Metsätalouden kestävyiden tarkastelu on laajentunut yhteiskunnallisten tarpeiden ja arvostusten muuttumisen myötä. Koska sekä metsien käytöstä päätöksiä tekevien arvot että metsien käyttömuodot muuttuvat ajassa, myös metsien käytön kestävyiden määrittely on jatkuvasti muutoksessa.

Kestävyysdessa on aina kyse eri tavoitteiden yhteensovittamisesta. Pitkään kestävyyttä tarkasteltiin suppeasti puuntuotannon näkökulmasta (esimerkiksi Rytteri ja Leskinen 2012), vaikka oli selvää, että yhteiskunnan kannalta arvokkaiden metsien tuottamien muiden ekosysteemipalvelujen hyödyntämismahdollisuudet voivat pienentyä puuntuotannon vuoksi. Suomessa vuoden 1996 metsälaissa kestävyiden määritelmää laajennettiin puuntuotannollisesta kestävydestä taloudelliseen, ekologiseen ja sosiaaliseen kestävyteen (Rantala ym. 2006). Näitä kaikkia pitäisi pystyä mittaamaan ja samalla seuraamaan niissä tapahtuneita muutoksia (Juurola ja Karppinen 2003), jotta voidaan seurata asetettujen metsäpoliittisten tavoitteiden toteutumista. Kestävyys eri muodoissaan onkin ollut tärkeässä roolissa muun muassa kaikissa kansallisissa ja alueellisissa metsäohjelmissa alusta asti (esim. KMO 2008).

Kestävyttä arvioidaan erilaisilla kriteereillä ja niiden määrittelyyn käytetyillä indikaattoreilla. Kestävyyskriteerillä tarkoitamme tiettyä kestävyiden osa-aluetta tai ilmiötä koskevaa arviointiperustetta, joka määrittää kestävyiden tavoitteen tai ideaalitilanteen (Sahely ym. 2005). Indikaattori puolestaan on mitattava työkalu, menetelmä tai tunnusluku, joka määrittelee ja kuvailee kriteerillä kuvattavaa ilmiötä ja siten kuvaa kestävyyskriteerissä tapahtuvaa muutosta (Pavlovskaja 2014). Esimerkiksi veden laatu voi olla ekologisen kestävyiden kriteeri, ja sen indikaattori on esimerkiksi kiintoainekuormituksen määrä. Ilman yksiselitteisiä yhteisiä kestävyiden kriteereitä keskustelu on vaikeaa. Yhteisten kriteerien määrittäminen on kuitenkin vaikeaa, sillä perusteltuja näkökulmia on useita.

Numeerisen kestävyystiedon kokoamisen ja arvioinnin lisäksi kestävyttä tutkitaan paljon myös yhteiskunnallisista ja taloustieteellisistä näkökulmista sekä kvalitatiivisesti että kvantitatiivisesti. Näissä tutkimuksissa tarkoituksena ei yleensä ole tuottaa seurantatietoa vaan esimerkiksi sanoittaa ja ymmärtää metsäalan toimintatapojen kestävyttä (esim. Salomaa ym. 2016; Husa ja Kosenius 2021). Tällaisen tutkimuksen tarkoituksena voi olla esimerkiksi sen ymmärtäminen, miten yhteiskunnan rakenteiden tulee muuttua, jotta kestävyys voidaan saavuttaa.

Kestävyyskriteerien tavoitteena voi olla:

1. **Kestävyiden ymmärtäminen.** Monipuolinen lista kestävyiden eri ulottuvuuksia kuvaavista kriteereistä antaa kokonaiskuvan metsien käytön kestävydestä ja metsien merkityksistä eri näkökulmista.
2. **Kestävyiden nykytilan kuvaaminen ja muutoksen seuranta.** Yhteisiä mitattavia kriteereitä käyttäen on mahdollista keskustella siitä, mitä metsien käytössä on tarpeen muuttaa kestävyiden parantamiseksi ja mikä on jo hyvällä tolalla.
3. **Metsiin liittyvän päätöksenteon ohjaaminen.** Yhteisesti sovittujen mittareiden avulla voidaan kehitystä ohjata kohti kestävyttä kaikilla tasoilla yksittäisistä metsänomistajista

valtakunnalliseen tarkasteluun. Yksi käyttötapa ovat metsä- ja ympäristöpolitiikan tueksi tuotettavat skenaariolaskelmat, jotka tuottavat tietoa politiikan muutosten vaikutuksista kestävyysmuutoksiin.

Tässä työssä keskitymme tavoitteeseen kaksi ja kolme, ja kohdan yksi osalta perustamme työmme aikaisempaan tutkimukseen.

1.2 Mitä on metsien käytön kestävyys?

Kestävyys yleisesti voidaan määritellä ekosysteemien tuottamien resurssien tasapuolisena jakamisena ihmissukupolvien sisällä ja välillä (esim. Stoddart 2011) siten, että ihmiskunta ei aiheuta peruuttamattomia haitallisia muutoksia ympäristöönsä (Ben-Eli 2015). Kestävyttä ja sen osa-alueita on kirjallisuudessa havainnollistettu muun muassa kolmella tai neljällä pilarilla tai toisiaan leikkaavilla ympyröillä (Purvis ym. 2019) tai erilaisilla sisäkkäisten kehien malleilla, jotka kuvaavat tavoiteltavaa kestävyysmuutosta kohti planeetan rajojen sisään mahdutettavaa ihmistoimintaa (esim. Raworth 2017: donitsitalous; James 2015: kestävyiden kehät). Viime aikoina keskusteluun on nostettu myös hyvinvointitalouden ja uusintavan talouden malleja, joissa hyvinvoinnin ja ympäristön ongelmia tarkastellaan keskinäisriippuvaisina ja ratkaistaan muuttamalla talouden rakenteita näitä tukevaksi (Sitra 2020; STM 2022). Kestävyttä voidaan määritellä myös sen mukaan, ajatellaanko ihmisen luoman taloudellisen pääoman (engl. capital stock, vakiintunut käänös), luonnonpääoman (esimerkiksi eläimet, kasvit ja muut luonnonvarat, ympäristön laatu) ja sosiaalisen pääoman (sosiaaliset verkostot ja niissä syntyvä osaaminen, luottamus ja vastavuoroisuus) olevan toistensa substituutteja (Pezzey 1992) ("heikko kestävyys"), eli voivan korvata yhden pääoman vähentymistä toisen pääoman lisääntymisellä, vai ovatko pääomat, toisin sanoen kestävyiden osa-alueet, toisiaan täydentäviä, mutta ei korvaavia ("vahva kestävyys") (Heikkurinen 2014).

Käsitteet, joilla erityisesti metsien käytön kestävyttä on pyritty määrittelemään, ovat usein teoreettisesti mielekkäitä, mutta käytännössä kestävyysmuutosten operatiiviseen seuraamiseen kelvottomia. Metsien käytön kestävyttä voidaan esimerkiksi pyrkiä määrittelemään metsäekosysteemien palautumiskyvyn eli resilienssin (Ring ym. 2010), luonnon kantokyvyn tai ekosysteemin toiminnan avulla. Vaikka ne voivat auttaa kestävyiden ymmärtämistä, ne ovat vähintään yhtä vaikeasti mitattavissa olevia käsitteitä kuin kestävyys itsessään. Siksi metsien käytön kestävyiden operatiivinen arvioiminen niiden perusteella on mahdotonta. Esimerkiksi resilienssin tapauksessa pitäisi määritellä, mistä ja kuinka suurista muutoksista ollaan kiinnostuneita, ja mihin tilaan ja missä ajassa ekosysteemin pitäisi palautua. Mielekkäät kriteerit tämän tutkimuksen kannalta ovat sellaisia, jotka ovat sekä teoreettisesti mielekkäitä, että myös operationaalisesti käyttökelpoisia.

Vaikka kestävyttä ei voida objektiivisesti määritellä, kestävyyskeskustelua on käyty niin kauan kuin metsiä on ihmisten tarpeiden tyydyttämiseksi käytetty. Varhaisimmat tekstit ovat 1700-luvulta. Esimerkiksi von Carlowitz toteaa, että vain niin monta puuta voidaan hakata, kuin voidaan uudelleen istuttaa (von Carlowitz 1713, ks. Hamberger 2013). Nykyisinkin yleisesti kestävyyskriteerinä käytetty suurin ylläpidettävissä oleva hakkuukertymä (engl. maximum sustained yield) oli käytössä jo 1700-luvulla (Hartig 1795). 1930-luvulle tultaessa tunnistettiin jo kestävyiden sosiaalinen ulottuvuus, lähinnä metsätalouden työllisyys ja siitä riippuvaiset yhteisöt. 1900-luvun puolivälistä eteenpäin kestävyiden tulkintaa on laajennettu kattamaan monikäytön periaatteita (Wiersum 1995). On myös vaadittu kestävä tuoton tavoitteen muuttamista kestäväksi metsänhoidoksi. Siinä keskeistä on elonkirjon ja metsäekosysteemin toiminnallisen eheyden säilyttäminen pitkäjänteisesti (Alston 1992, ks. Wiersum 1995). Kaiken kaikkiaan metsätalouden kestävyiden käsitteen tulkinta on muuttunut laajemmin eri näkökulmia huomioivaksi (Wiersum 1995). Kestävyiden tulkinta muuttuu ajassa sen mukaan, mitä yhteiskunta pitää kulloinkin tärkeänä.

Käytännössä kestävyiden eri osa-alueiden painotuksen määrittelee päätöksentekijä, joka valitsee, mitä kriteereitä ja indikaattoreita päätöstilanteessa käytetään ja miten niitä painotetaan (esim. Prabhu ym. 1999). Päätöksenteossa kokonaiskestävyys on aina poliittinen valinta. Metsien käyttöä koskevassa julkisessa keskustelussa kokonaiskestävyydellä voidaan tarkoittaa tilannetta, jossa kaikki kestävyiden osa-alueet on huomioitu riittävällä tasolla. Koska yhteiskunta ja siten myös riittävän tason tulkinta muuttuvat, ”totuutta” tai kokonaiskestävyyttä ei ole mahdollista saavuttaa. Termiä ei siis voi määritellä yksiselitteisesti (Aro ym. 2022). Metsien käytön kestävyyttä mittaavilla indikaattoreilla muutossuunnat ovat usein keskenään vaihtokauppatilanteita tai vaihtosuhteita, joten kaikkien oleellisten kriteerien yhtäaikainen myönteinen kehitys ja erinomainen tila on todennäköisesti mahdotonta saavuttaa. Silti kestävyiden kehittymistä voidaan arvioida: kestävyys paranee, jos yhteisesti sovitut kriteerit kehittyvät myönteisesti. Toisaalta yksittäisten osa-alueiden kestävä tasoa ei voida yksiselitteisesti määrittää: myönteisestä kehityksestä huolimatta yksittäisen kriteerin tila voi olla heikko. Vaikka kokonaiskestävyyttä ei voi saavuttaa, voidaan saavuttaa pieniä voittoja, eli edistää kestävä kehitystä vähitellen (Salo ym. 2022). Tätä tarkoitusta palvelevat erilaiset kestävyiden kriteerit ja indikaattorit.

Metsien käytön kestävyiden sisältö vaihtelee riippuen siitä, keskitytäänkö i) pääasiallisen tuotteen tai tuotevalikoiman ylläpitämiseen, ii) tuotantokyvyn säilyttämiseen, iii) koko metsä-ekosysteemin säilyttämiseen sen tiettyjen osien säilyttämisen sijaan, vai iv) metsästä riippuvaisten sosiosysteemien ylläpitämiseen (Gale ja Cordray 1991, ks. Wiersum 1995). Valittu näkökulma vaikuttaa olennaisesti siihen, millaiset metsien käytön kestävyiden kriteerit ovat mielekkäitä ja mihin kriteereitä voidaan soveltaa. Metsien käyttöä ovat paitsi puuntuotannon erilaiset toimenpiteet, myös metsässä virkistyttyminen, harrastaminen ja metsiin perustuvat elinkeinot. Metsäluonnon suojele voidaan myös katsoa yhdeksi metsien käyttömuodoksi. Siten myös kestävyyskriteerit voivat sisältää laajasti metsien käyttöön liittyviä näkökulmia.

Jos kriteereillä tavoitellaan suoraan vaikuttamista metsäpolitiikkaan tai metsäpolitiikan suunnan seurantaa, tarvitaan suora yhteys kriteereistä niihin asioihin, joista metsäpolitiikassa keskustellaan: esimerkiksi suojeleluun ja virkistykseen tai monikäyttöön varattujen alueiden määrästä, laadusta ja sijainnista, hakkuiden ja hoitotoimenpiteiden tasosta ja toimenpiteiden laadusta. Toimenpiteiden laatua on esimerkiksi metsän kasvatustapa (esimerkiksi jatkuva tai jaksollinen, luonnonläheinen tai puuntuotannollisesti tehokas metsänkasvatus). Tässä työssä keskitymme pääasiassa metsien käsittelyyn, eli metsissä tehtäviin toimenpiteisiin ja niiden kestävyteen. Kriteereillä voidaan pyrkiä vaikuttamaan myös yleisemmin metsäalan organisaatioiden ja yksilöiden toimintatapoihin. Nekin ovat relevantteja metsien käytön kestävyiden seurannan kannalta: muutoksia toimintatavoissa voidaan saada aikaan esimerkiksi lakien tai sertifikaattien muutosten avulla.

Jos kestävyiden määrittely jää kovin yleiselle tai abstraktille tasolle, sitä on vaikeaa soveltaa käytännössä. Tässä työssä emme pyri määrittelemään kestävyttä uudella tavalla tai ymmärtämään sen ulottuvuuksia, vaan tavoitteena on kestävyiden operationalisointi tavalla, joka voisi auttaa päätöksenteossa. Erityisesti pyrimme sidosryhmien ehdotuksiin pohjautuviin numeerisiin mittareihin, joilla voidaan seurata kestävyysmuutosta.

Jotta kriteerien ja indikaattorien käyttökelpoisuutta käytännön työssä olisi mahdollista arvioida, niille täytyy asettaa laatukriteerit. Nämä laatukriteerit (Luku 3) muotoiltiin tutkijatyöpajoissa, ja kaikkia sidosryhmätyöpajoissa ehdotettuja kriteerejä ja indikaattoreita peilattiin näihin laatukriteereihin. Tavoitteena oli tuottaa mahdollisimman yhdenmukaisesti arvioitu ja johdonmukainen kriteerijoukko. Työn tuloksena muotoiltiin lista kriteereistä, indikaattoreista ja mittareista perusteluineen. Kunkin kriteerin osalta arvioitiin niiden yhteyttä metsiä koskevaan päätöksentekoon, tiedon saatavuutta ja niiden hyviä ja huonoja puolia (Luku 4). Koko prosessin tavoitteena on synnyttää toimijoiden yhteinen ehdotus siitä, miten metsien käytön kestävyttä mitataan ja seurataan Suomessa.

2 Aineisto ja menetelmät

Tässä artikkelissa esittämämme kestävyiden mittaamisen periaatteet ja kestävyiden indikaattorit kehitettiin syksyn 2021 aikana “Kohti yhteisymmärrystä metsien käytön kestävyysmuutoksista” -hankkeen sidosryhmätyöskentelyssä. Sidosryhmätyöskentelyä pohjustettiin toukokuussa 2021 järjestetyllä avoimella webinaarilla, jossa kestävä metsien käytön kriteerejä ja indikaattoreita pohdittiin laajalla osallistujajoukolla. Työ jakautuu kolmeen osaan: ensimmäisessä vaiheessa (kolme työpajaa) kutsuttu työryhmä yhdessä tutkijoiden kanssa loi tilannekuvan kestävyiden mittaamisen nykytilanteen haasteista ja tarpeista ja muotoili tältä pohjalta työlähteen seuraavaan vaiheeseen. Toisessa vaiheessa keväällä 2022 pidettiin kaksi tutkijatyöpajaa, joissa ehdotettuja kriteereitä ja indikaattoreita työstettiin edelleen. Tutkijatyöpajoissa muodostettiin myös kriteerien ja indikaattorien laatukriteerit (Luku 3). Hankkeen viimeisessä vaiheessa keväällä 2023 tutkijoiden työstämät ehdotukset palautetaan sidosryhmien arvioitaviksi ja työstettäväksi työpajoissa.

Ensimmäisen vaiheen sidosryhmätyöskentely toteutettiin fasilitoituna työpajasarjana, jossa pääpaino oli sidosryhmien välisessä keskustelussa. Avoimen webinaarin jälkeen keskusteluihin kutsuttiin 15 hengen työryhmä, joka edusti metsätaloutta, metsäteollisuutta, metsäekologiaa, tutkimusta, luonnonsuojelua ja metsien yhteiskunnallista ulottuvuutta. Järjestetyissä kolmessa tapaamisessa tämän projektin tutkijaryhmä sekä kutsuttu työryhmä on pyrkinyt rakentamaan yhteistä käsitystä kestävyysmittareiden nykytilasta ja tavoiteltavasta tulevaisuudesta. Lähestymistapa oli uusi; pienellä, mutta monialaisella keskustelijajoukolla oli mahdollista käsitellä kaikki ehdotetut kriteerit luottamuksellisessa ilmapiirissä ja ruotia niiden valintaperusteita, määrittelyä, mittaamista ja käyttökelpoisuutta perusteellisesti.

Ensimmäisessä sidosryhmätyöpajassa lähestyttiin kestävyttä osallistujien omien ajatusten ja näkökulmien kautta. Kukin osallistuja kertoi itsestään ja ajatuksistaan kestävästä metsien käytöstä. Työpajan tavoitteena oli tutustua ryhmän jäseniin, ja saavuttaa luottamuksellinen ilmapiiri.

Toisessa työpajassa keskityttiin itse kriteereihin. Ryhmälle annettiin seuraavanlainen ohjeistus: ”Työryhmän tehtävänä on työstää perusteluineen lista sellaisista kestävyysindikaattoreista, jotka on mahdollista ottaa käyttöön osana esimerkiksi Kansallista ja alueellista metsäohjelmaa. Odotamme työskentelyn tuloksena syntyvän 1) indikaattoreita, joilla on selvä linkki metsien käyttöön ja jotka ovat mitattavissa, sekä 2) indikaattoreita, joista ei ole vielä saatavissa riittävästi tietoa, tai joilla ei ole selvää linkkiä metsien käyttöön. Työryhmän tekstimuotoinen tuotos toimii hankkeen välituloksena, sekä työlähteenä hankkeen seuraavaan vaiheeseen, jossa tutkijat konkretisoivat ehdotettuja mittareita ja testaavat niiden käyttökelpoisuutta.”

Ohjeistuksen tavoitteena oli antaa ryhmälle selkeä kuva, mitä kriteereiltä odotettiin, mutta myös mahdollisuus kuvata muita kriteereitä ja indikaattoreita, joita he pitivät tärkeinä. Työpajassa osallistujat kirjoittivat pohtimiaan kriteerejä ja indikaattoreita post-it -lapuille, ja työpajan lopuksi saman kriteerin tai indikaattorin muunnokset pyrittiin ryhmittelemään yhteen. Työpajan jälkeen kaikki ehdotetut kriteerit ja indikaattorit koottiin yhteen Excel-taulukkoon, ja tutkijaryhmä teemoitteli samantapaiset kriteeriehdotukset kuuteen aineistolähtöisesti syntyneeseen pääluokkaan, jotka nimettiin seuraavasti: vesistöjen, metsäluonnon ja ilmaston tila, metsiä käyttävien terveys ja hyvinvointi, talous, sekä metsien käytön hyväksyttävyys.

Kolmannessa työpajassa koko ryhmälle jaettiin edellisen työpajan perusteella koottu ja teemoiteltu Excel-taulukko, ja listaa käytiin läpi pienryhmissä. Kukin pienryhmä kävi läpi omasta näkökulmastaan tärkeimpiä kriteeriryhmiä. Työskentelyssä pohdittiin edelleen kriteerien mitattavuutta, ja niiden mahdollisia linkkejä metsien käyttöön. Kriteerien ja indikaattoreiden hyvistä ja huonoista puolista keskusteltiin laajasti, ja perustelut puolesta ja vastaan kirjoitettiin ylös.

Hankkeen toisessa vaiheessa ehdotettuja kriteereitä ja indikaattoreita työstettiin edelleen kahdessa projektin tutkijoiden työpajassa. Työskentelyn lähtökohta oli aineistolähtöinen: tarkaste-

lussa keskityttiin vain työpajoissa ehdotettuihin kriteereihin. Kunkin pääluokan kriteereille koottiin niille kuuluvat indikaattorit ja kunkin indikaattorin mittarit. Jotta hierarkia pääkriteerien, indikaattorien ja mittarien välillä olisi mahdollisimman yhtenäinen, osalle ehdotetuista mittareista muotoiltiin sopiva indikaattori ja/tai indikaattoreille sopiva mittari. Vaikka ehdotusten joukosta puuttui useita yleisesti kestävyysmittareina käytettyjä tunnuksia, tutkijat eivät niitä lisänneet. Esimerkkinä tällaisesta kriteeristä on metsien pinta-ala. Sekä kolmannessa sidosryhmätyöpajassa että sen jälkeisessä tutkijatyöskentelyssä pyrimme tunnistamaan ja poistamaan päällekkäisyyksiä sekä arvioimaan indikaattoreiden sopivuutta luvussa 3 esitettyjen periaatteiden mukaisesti.

3 Kriteereille ja indikaattoreille muodostetut laatukriteerit

3.1 Kattavuus ja sovellettavuus

Kestävyyskriteerien valinnassa pitää ottaa huomioon, mihin kestävyyskriteereiden tulee soveltua (esim. Stone ym. 2016). Metsäpolitiikan ohjaamiseen (eikä pelkästään kestävyyskuvailemiseen) kriteereitä käytettäessä olennaisinta on, että kriteeristön pitää kattavasti kuvata kestävyysulottuvuuksia. Tämä ei välttämättä tarkoita teoreettisen viitekehyksen mukaista taloudellista, ekologista ja sosiaalista kestävyyttä, vaan niitä seikkoja, jotka ovat relevantteja metsäpolitiikan ohjaamisen näkökulmasta. Minkä tahansa metsäpolitiikan ohjaamisen kannalta relevantin seikan pois jättäminen johtaa kestävyyskeskustelua harhaan. Jos esimerkiksi monimuotoisuutta kuvataan vain vanhojen metsien lajien näkökulmasta, mutta ei avointen paikkojen, esimerkiksi paahdelajien näkökulmasta, lopputuloksena voi olla kestävyyskannalta heikompi tilanne kuin silloin, kun mitään monimuotoisuuden kriteeriä ei käytetä.

Sopivimmat kestävyyskriteerit voivat vaihdella päätöstilanteen mukaan, ja erityisesti tarkastelun mittakaavan mukaan; metsien käytön kestävyys määrittyy eri tavalla yhden metsikön, tilan, kunnan, maakunnan tai valtakunnan tasolla tarkasteltaessa. Hakkuiden vaikutusten arvioinnissa valtakunnallisten indeksien lisäksi myös alueelliset (maakunta, kunta, kasvillisuusvyöhyke) indeksit voivat olla hyödyllisiä. Kriteerit voivat näyttäytyä eri tavoin mittakaavaa vaihdettaessa, ja mittakaavaa vaihdettaessa voi tulla jopa erisuuntaisia vaihtosuhteita. Tässä artikkelissa olemme pyrkineet kehittämään kestävyysindikaattoreita ensisijaisesti valtakunnalliseen käyttöön, mutta osa tarkastelluista indikaattoreista sopii kestävyysmuutosten seurantaan myös pienemmällä mittakaavalla.

Kestävyyskriteerien tulee tarkastella onnistumista kestävyyskehittämisessä, ei vain pyrkimystä siihen. Kriteerien pitää siis kuvata asioita, joita esimerkiksi metsäpolitiikalla tavoitellaan saavutettavan, ei vain metsäpolitiikan keinoja. Esimerkiksi jos tavoitteena on taimikoiden hoidon parantuminen, tulee tarkastella onnistuneesti hoidettujen taimikoiden pinta-alaa tai osuutta kaikista taimikoista, ei taimikonhoitoon myönnettyä rahoitusta. Keskittymällä kehityspyrkimykseen saatetaan kannustaa tehottomaan toimintaan.

3.2 Mitattavuus ja erottelukykyisyys

Jotta kriteerejä voitaisiin käyttää metsien käytön kestävyysseurantaan ja päätöksentekoon, niiden tulee olla mitattavissa. Ensimmäinen edellytys mitattavuudelle on kriteereiden määrittely yksiselitteisesti. Toisena edellytyksenä on, että kriteerin mittaaminen on käytännössä mahdollista; jokaiselle valittavalle kriteerille tulee olla mahdollista hankkia objektiivinen aineisto. Esimerkiksi biodiversiteetin mittarina geneettinen vaihtelu ei ole käyttökelpoinen kriteeri, koska kaikkien lajien geneettisen vaihtelun mittaaminen on toistaiseksi liian työlästä ja kallista. Toisaalta mitattavuuteen

riittää, että arvioitava kriteeri voidaan kuvata järjestysasteikolla, jolloin esimerkiksi Likert-asteikolla tehdyt mielipidekyselyt täyttävät mitattavuuden vaatimuksen.

Läheskään kaikkea metsien käytön kestävyiden kannalta olennaista ei ole mahdollista mitata. Mitattavuus ei ole välttämättä helppoa yksinkertaisiltakaan näyttävissä tapauksissa. Esimerkiksi ojitusten pinta-alan mittaamiseksi pitää ensin määritellä, mikä lasketaan ojaksi ja kuinka laaja alue on ojituksen kuivatusvaikutuksen piirissä. Milloin oja on niin umpeenkasvanut, ettei sitä enää lasketa kuivattavaksi ojaksi? Vastaavasti pitää voida täsmällisesti määritellä, miten erotellaan rantojen suojavyöhykkeissä luontaisesti puuttomat ja vähäpuustoiset vyöhykkeet sellaisista, joista puustoa on hakattu.

Kriteerien pitää olla myös mielekkäästi tulkittavissa. Jokaisen valittavan kriteerin pitää olla sellainen, että on yksiselitteisesti määriteltävissä kahdesta arvosta, kumpi on parempi (ja mieluiten myös, kuinka paljon parempi). Esimerkiksi metsiköiden ikäluokkakajakauma ei ole sellaisenaan soveltuva kriteeri, koska kahta eri ikäluokkakajakaumaa ei voida mielekkäästi verrata. Poikkeama tasaisesta ikäluokkakajakaumasta on mielekäs kriteeri, jos tarkastellaan pelkästään tasaikäismetsätaloutta. Sen sijaan jatkuvassa kasvatuksessa metsiköiden ikäluokkakajakauma on kriteerinä mieletön. Mikäli sovelletaan sekä tasaikäismetsätaloutta että eri-ikäismetsätaloutta, voidaan tarkastella metsiköiden sijaan puiden ikäluokkakajakaumaa.

Jos kriteerit voivat olla yhdestä näkökulmasta positiivisia ja toisesta näkökulmasta negatiivisia, ne eivät ole käyttökelpoisia metsien käytön kestävyiden kehityksen seuraamisessa. Esimerkiksi valtion tuki metsätalouteen voi olla metsänomistajien näkökulmasta positiivista. Toisaalta tuet voidaan tulkita myös taloudellisen kestävyiden kannalta negatiivisiksi, koska lisääntyvä tukien määrä voi tarkoittaa, että metsätalous ilman tukia ei ole kannattavaa. Olennaista on, että metsien käytön kestävyyttä kuvaavat indikaattorit reagoivat eri suuntiin tapahtuvaan muutokseen. Esimerkiksi ei kannata mitata erikseen turvemaiden ennallistamista ja ojitamista vaan suoraan ojitettua pinta-alaa ja ojien määrää, jolloin sekä ojitaminen että ennallistaminen näkyvät samalla mittarilla.

3.3 Ennustettavuus

Tulevaisuuden suunnittelu kestävyiden näkökulmasta edellyttää, että kriteerien kehittymistä tulevaisuudessa voidaan ennustaa. Jos kriteerin muutosta voidaan ennustaa metsätaloudessa tehtävien päätösten funktiona (esimerkiksi hakkuiden määrä, laatu ja kohdennus), kriteeri voidaan ottaa huomioon erilaisissa metsien kehityksen skenaarioissa ja kriteerille voidaan laskelmissa asettaa tavoitteita tai rajoitteita. Jos kriteerin yhteyttä metsien käytöstä tehtäviin päätöksiin ei tunneta, on kriteerin huomioiminen skenaariolaskelmissa mahdotonta.

Vaikka kriteerejä ei voisi ennustaa, ne eivät välttämättä ole kestävyysnäkökulmasta kelvottomia. Tällaisia kriteerejä voidaan käyttää esimerkiksi menneisyydessä tehtyjen päätösten vaikutusten seurantaan. Näitä ovat esimerkiksi monet lajien kanta-arviot, koska malleja niiden riippuvuudelle metsätaloudesta ei ole tällä hetkellä olemassa.

4 Arvioidut indikaattorit

Indikaattoreiden valinnan pitäisi olla objektiivista, realistista ja joustavaa, jotta siinä voitaisiin huomioida uusin tieteellinen ymmärrys ja jotta se mukautuisi loppukäyttäjien ja päätöksenteon muuttuviin tarpeisiin (Ritz ym. 2009). Tämä ns. logical sieve -menetelmä pyrkii huomioimaan luvussa 3 esitetyt hyvän indikaattorin ominaisuudet. Toisin kuin Ritz ym. (2009) emme pyrkineet järjestämään indikaattoreita numeerisesti paremmuusjärjestykseen, sillä kunkin indikaattorin käyttöä perustelevat joko teoreettiset tai käytännön näkökulmat ja ne voivat olla käyttökelpoisia eri

tilanteissa. Vaikka vertailukelpoisuus kansainvälisiin mittareihin ja indikaattoreihin on tärkeää, on olennaista, että kriteerit ovat relevantteja juuri siinä ympäristössä, jossa niitä sovelletaan (Ritz ym. 2009).

Perinteinen jako ekologiseen, taloudelliseen ja sosiaalis-kulttuuriseen kestävyteen koettiin työpajoissa liian yleisenä. Ekologista kestävyttä käsitellään tässä luonnon, vesistön ja ilmaston näkökulmista. Sosiaalisen ja kulttuuriset kestävyden indikaattorit jakautuvat talouden, hyvinvoinnin ja hyväksyttävyyden osa-alueille. Toisaalta yksi kriteeri voi kuvata monta eri kestävyden näkökulmaa, ja kaikki kriteerit voidaan nähdä monesta näkökulmasta. Se kuvaa hyvin todellisuuden monimutkaisuutta: pääkriteerit ja niiden tilaa kuvaavat indikaattorit liittyvät kaikki toisiinsa.

Seuraavassa esittelemme esimerkein eri pääluokkien indikaattoreita sekä niiden käytössä huomioitavia tekijöitä. Lista kaikista tässä työskentelyssä tunnistetuista indikaattoreista on liitteessä L1, saatavissa osoitteessa <https://doi.org/10.14214/ma.10761>. Koska reaali maailmassa ei voida mitata kaikkia indikaattoreita parhaalla mahdollisella tavalla, on hyväksyttävä se, että tiettyjä indikaattoreita arvioidaan epäsuorasti erilaisten korvikemuuttujien (engl. proxy) avulla. Esimerkiksi vesistön tilaa olisi ideaalia mitata suoraan käyttäen erilaisia veden biologista ja kemiallista laatua kuvaavia muuttujia. Koska tämä voi olla käytännössä mahdotonta toteuttaa kansallisessa mittakaavassa, hyväksyttävä korvikemuuttuja voisi olla ojien määrä tai ojituspinta-ala. Vastaavasti lahoppuun määrä ei kiinnosta lahoppuun itsensä takia, vaan se on korvikemuuttuja lahoppuuta elinympäristönä käyttävien lajien tilasta. Olemme pyrkineet tunnistamaan keskeisiä korvikemuuttujia. Vaikka olemme poistaneet indikaattorit, jotka arvioimme mukaan eivät lainkaan sovellu käytäntöön, indikaattoreiden käyttö on reaali maailmassa aina resurssikysymys, joka jää päätöksentekijöiden päätettäväksi.

4.1 Pääkriteeri: Vesistön tila

Vesistön tilaa voidaan tarkastella biologisesta tai kemiallisesta näkökulmasta. Biologinen näkökulma korostaa vesien eliöstön tilaa, monimuotoisuutta, joten se liittyy läheisesti pääkriteeriin luonnon tila. Biologista tilaa arvioitaessa voidaan tarkastella myös haitallisten mikrobien määriä, jolloin se liittyy läheisesti pääkriteereihin talous ja hyvinvointi. Kemiallinen näkökulma vuorostaan korostaa veden kemiallista tilaa, kuten kiintoaineksen tai ravinteiden määrää, ja se liittyy keskeisesti pääkriteereihin hyvinvointi ja talous (esim. uima- ja talousveden laatu, kalasto). Kemiallista laatua voidaan toisaalta käyttää myös korvikemuuttujana vesieliöstön tilasta. Kriteerien päällekkäisyyttä kuvaa hyvin se, että kalasto liittyy luonnon tilaan, vesistön tilaan, hyvinvointiin ja talouteen. Toisaalta vesistön biologista laatua kuvaava mikrobisto vaikuttaa samalla juoma- ja talousveden laatuun, mikä on myös sosiaalinen ja taloudellinen kysymys. Kummassakin lähestymistavassa pitää määritellä jonkinlainen tavoitetilä tai vähintään muutoksen toivottu suunta. Joissain tapauksissa kriteereistä voi muodostua kehäpäätelmiä: esimerkiksi pohjaeläimistöä käytetään perinteisesti veden laadun indikaattorina, mutta toisaalta veden laatua voidaan käyttää myös pohjaeläimistön tilan indikaattorina.

Veden laadun mittaaminen numeerisesti on menetelmällisesti melko suoraviivaista, ja veden laadun arviointiin on olemassa viitearvoja (Nieminen ym. 2020). Laajamittainen mittaaminen on kuitenkin työlästä ja kallista. Veden laadun muutosten kytkeminen metsien käsittelyn muutoksiin ei aina ole yksiselitteistä, mutta sen arvioimiseen on kehitetty erilaisia lähestymistapoja, kuten ominaiskuormituslaskenta ja erotusmenetelmä (Nieminen ym. 2020). Tämän lisäksi voi olla tarpeellista hyödyntää erilaisia korvikemuuttujia. Yksi tällainen voisi olla vesistöihin laskevat ojat. Metsätalouden ojien määrä ja niiden sammaloituminen on periaatteessa mitattavissa paikka-tietoaineistoista ja ne liittyvät suoraan metsien käsittelyyn. Tällöin on kuitenkin määriteltävä, mitkä vesistöt (esim. lammet, joet, järvet) otetaan mukaan tarkasteluun, mitkä uomat lasketaan

ojiksi (esim. minimileveys ja -syvyys), ja miten ojien määrä mitataan (esim. pituus, pituus kertaa leveys, pituus kertaa leveys kertaa syvyys). Lisäksi pitäisi määritellä, otetaanko lisäksi huomioon ojituksesta kulunut aika ja vesienhoidollisten toimien vaikutus. Vastaavanlaisiin kysymyksiin pitää vastata myös silloin, jos korvikemuuttujana käytetään vesistön suojavyöhykkeitä.

Vesien kemiallista tai biologista tilaa kuvaavia indikaattoreita tai niiden kehittymistä metsien käytön muutosten seurauksena ei yleisesti pystytä ennustamaan, joten niitä ei voida käyttää tulevaisuuden suunnittelussa tai skenaariolaskelmissa. Sen sijaan ojien (kilometri)määriä, leveyttä ja syvyyttä on mahdollista ennustaa, koska ojien määrä kuvaa suoraan toimintaa metsissä. Toiminnan vaikutusten mittaaminen toiminnan määrällä on itsessään ongelmallista, joten mallit, joilla voidaan kuvata ojien määrän ja laadun vaikutusta vesistöjen tilaan ovat tulevaisuudessa erittäin tärkeä kehityskohde. Niitä tarvitaan, jotta metsä- ja ympäristöpolitiikan vaikutuksia voitaisiin tältä osin kunnolla arvioida.

4.2 Pääkriteeri: Luonnon tila

Luonnon tilan arvioinnissa on pitkälti samat haasteet kuin vesistön tilan arvioinnissa. Ideaalitilanteessa olisi käytettävissä seuranta-aineistoa metsän lajien kannanmuutoksista. Joidenkin riistalajien osalta tällaista aineistoa onkin olemassa. Myös metsälintujen ekologia tunnetaan hyvin ja niiden kannanmuutoksista on olemassa aineistoa, jota voitaisiin hyödyntää. Tietoa lajien elinympäristövaatimuksista voidaan hyödyntää ennustettaessa metsien käsittelyn vaikutuksia, jos kannanvaihtelua säätelevät sellaiset metsien tilaa koskevat muuttujat, joita mallit kuvaavat (esim. Peltoniemi ym. 2013; Mönkkönen ym. 2014; Peura ym. 2018).

Viime aikoina on kehitetty eri lajien kannankehitystä kuvaavia indeksejä. Esimerkiksi lajien uhanalaistumiskehitystä kuvaava uhanalaisuusindeksi (Red List Index) on käyttökelpoinen kriteeri menneen kehityksen monitorointiin (Butchart ym. 2005), mutta kaikille eri lajiryhmille ei ole olemassa tietoa tai mallia, jonka avulla voitaisiin päätellä metsien käytön vaikutus uhanalaisuuskehitykseen. Siksi sitä ei voida ennustaa, eikä siten käyttää metsien tulevaa käyttöä suunniteltaessa eikä tulevan metsien käytön vaikutusten arvioinnissa. Indeksiksi soveltuu siten vain seurannan kriteeriksi.

Tällaisissa yhdistetyissä indekseissä on myös haasteena, että ne peittävät tiettyjen lajien ja lajiryhmien heikon kehityksen toisten lajien paremman kehityksen alle. Lajiryhmät täytyy voida erotella toisistaan kriteeriä sovellettaessa (Puurtinen ym. 2022). Toisaalta yksittäisten lajien kannankehityksen arvioinnissa pitää muistaa, että ne kertovat vain rajattua tarinaa metsien käytön vaikutuksista ja lajien tai niiden kantojen runsaus heilahtelee ilman metsänhoitotoimenpiteiden ja hakkuiden vaikutustakin. Lajiston muutoksia mitattaessa on syytä tarkastella muutosta sekä taksonomisissa että ekologisissa ryhmissä (esimerkiksi jalopuut, muut puut), eli tarkastella useiden lajin muutosta yhtäaikaaisesti. Toisaalta yksittäisten, tunnettujen lajien (esim. hömötiaisen (*Poecile montanus* Conrad) kannankehitys ja sen koettu merkitys voidaan tulkita myös sosiaalisen kestävyyskautta.

Metsien luonnontilan indikaattoreina käytetään käytännön syistä usein korvikemuuttujia, kuten sekapuustoisuus, puiden ikäluokkajakauma tai lahoppuun määrä. Ne ovat korvikemuuttujia, koska yleensä ne ovat resursseina eliölajistolle: mitä enemmän erilaista lahoppuuta, sitä enemmän elinympäristöjä erilaiselle lajistolle ja oletettavasti suurempi monimuotoisuus. Puuston ikäluokkajakauma on usein käytetty indikaattori sekä luonnontilalle että taloudelliselle tilalle. Jaksollisessa metsän käsittelyssä voidaan periaatteessa tunnistaa teoreettinen, puuntuotannollisesti optimaalinen ikäluokkajakauma (ns. normaalimetsä). Luonnon kannalta ei ole vastaavasti tunnistettavissa mitään tiettyä optimaalista ikäjakaumaa, mutta normaalimetsää suurempi varttuneiden metsien osuus on luonnon tilan kannalta parempi. Ikäluokkajakauma on myös indikaattorina liian yleispiirteinen tunnistamaan luontoon kuuluvat ja monimuotoisuudelle tärkeät luontaiset nuoret sukkessiovaiheet.

Luontaisen häiriön jälkeen syntyneessä metsässä on sukkession alkuvaiheessa runsaasti kuollutta puuta (myrskytuho) ja tulen vaurioittamaa (metsäpalo) puuta. Ikäluokkajakauman sijaan on mahdollista käyttää esimerkiksi vanhimman ikäluokan (miten se halutaankin määrittää) osuutta pinta-alasta. Jatkuvan kasvatuksen yleistyminen luo haasteen metsän iän tai ikäluokkien käyttämiselle indikaattorina. Silloin kriteeri täytyy muotoilla puutasolla, eli esimerkiksi yli 120-vuotiaiden puiden osuutena kaikista puista, joko tilavuuden tai runkoluvun suhteen. Ikäluokkia voisi tällöin yhä käyttää indikaattorina jaksollisen kasvatuksen metsissä.

Luonnon tilan indikaattoriksi ei riitä pelkästään uhanalaisten lajien seuranta tai puuston ikäluokkajakaumaan perustuvat korvikemuuttujat. Siksi tulevaisuuden kannalta on erittäin tärkeää kehittää kustannustehokkaita seurantamenetelmiä. Sellainen voisi olla esimerkiksi tarkasti valikoitujen lajien/lajiryhmien (esimerkiksi mustikka (*Vaccinium myrtillus* L.), jäkälät, jotkin lahoppuusta riippuvalaiset lajit, jne.) peittävyuden seuranta VMI:n yhteyteen perustettavalla tai kokonaan erillisellä seurantaverkostolla.

4.3 Pääkriteeri: Ilmaston tila

Metsien käyttö vaikuttaa ilmakehän kasvihuonekaasu- ja aerosolipitoisuuksiin, jotka vaikuttavat ilmakehän lämpötilan ja pilvien muodostumiseen sekä albedoon eli metsien kykyyn heijastaa säteilyä. Metsien puustoon ja maaperään varastoitunut hiili on poissa ilmakehästä, mikä hillitsee ilmaston lämpenemistä. Metsien käyttö vaikuttaa metsien hiilivarastoon, metsäekosysteemien metaanin tuotantoon ja kulutukseen sekä typpioksiduulin päästöihin. Kasvihuonekaasujen (KHK) päästöjä ja poistumia (nieluja) seurataan kansainvälisesti sovituin menetelmin (IPCC 2006 ja päivitykset), ja kansallisesti tuotetaan vuosittain kasvihuonekaasuinventaarior (esim. NIR Finland 2022), jossa raportoidaan metsien puuston, lahoppuuston, maaperän ja puutuotteiden hiilinielut ja KHK-päästöt. Raportointi ei kata metsien käytön aiheuttamia muutoksia metsien heijastavuuteen tai metsien tuottamien aerosolien määrään.

Ilmaston tila vaikuttaa myös vesien ja luonnon tilaan sekä taloudelliseen kestävyys. Ilmastonmuutoksen hillintätoimet vaikuttavat maailmanlaajuisesti, ja vain kansainvälisin riittävän vaikuttavin toimin voidaan saavuttaa merkittävät päästövähennykset ilmastonmuutoksen haitallisten vaikutusten hillitsemiseksi. Samanaikaisesti ilmastonmuutoksen hillintätoimien kanssa on myös valmistauduttava ilmastonmuutokseen sopeutumiseen. Ilmastonmuutoksen vaikutukset voivat olla vaikeasti ennustettavia; esimerkiksi ilmaston lämpeneminen lisää puuston kasvua, mutta samalla lisääntyvät vakavien metsätuhojen riski.

Kansainvälisesti sovittujen ohjeiden mukainen seuranta kuvaa koko Suomen tasolla metsien käytön vaikutuksia ilmaston tilaan, eikä ole tarpeellista kehittää uusia indikaattoreita vaan sen sijaan kehittää ja tarkentaa nykyistä seurantaa. Puuston hiilinielun seuranta perustuu VMI:ssä tehtyihin puustomittauksiin ja hakkuutilastoihin sekä arvioon kotitarvepuun käytöstä. Kivennäismaiden maaperän hiilivaraston muutos arvioidaan hyödyntäen VMI:n tuottamaa tietoa puuston määrän kehityksestä ja dynaamista maaperän hiilimallia (Yasso07, ks. Tuomi ym. 2011). Turvemaiden maaperän KHK-taseen laskennassa käytetään em. mallia sekä suotyyppittäisiä päästökertoimia (NIR Finland 2022). Luonnontilaisten soiden maaperän kasvihuonekaasutase ei ole mukana raportoinnissa.

Suomen metsien KHK-taseiden laskennan suurimmat epävarmuudet koskevat maaperää ja erityisesti turvemaiden KHK-päästöjen laskentaa, jonka menetelmän uudistamistyö on käynnissä. Tarkastelluista pääkriteereistä ilmaston tila on helpoin ottaa mukaan erilaisiin skenaariotarkasteluihin ja tulevaisuuden suunnitteluun. Epävarmuutta tuo kuitenkin se, että metsien käsittelyn vaikutuksia maaperän hiilidynamiikkaan ei tunneta riittävästi. Esimerkiksi avohakkuiden vaikutuksia ojitettujen soiden maaperän päästöihin on tutkittu vain kahdella suolla (Mäkiranta ym.

2010; Korkiakoski ym. 2019), ja niiden päästöt ovat moninkertaisia verrattuna puustoihin soihin, joiden mukaisia päästöarvioita laskennassa käytetään (NIR Finland 2022). Tulevaisuuden kannalta keskeistä on tunnistaa suurimmat epävarmuudet ja kehittää laskentaa luotettavuudeltaan parempaan suuntaan.

Metsikkö-, metsälö- ja aluetasolla metsien kasvihuonekaasutaseiden arvioinnissa voidaan käyttää osin samoja menetelmiä kuin koko maata kattavassa inventoinnissa, mutta kaikkia inventointiin tarvittavia tietoja ei ole valmiina käytettävissä. Koska mitattua metsikkökohtaista puuston kasvua ja käsittelyhistoriatietoa ei ole käytettävissä, voidaan hyödyntää esimerkiksi kasvupaikalle ja kehitysvaiheelle ominaisia puuston käsittelyhistoriaa ja kasvua kuvaavia keskiarvoja ja kasvupaikan maaperälle ominaisia päästökertoimia. Näitä sovellettaessa arvio metsän käsittelyn ilmastovaikutuksista on kuitenkin epävarma. Epävarmuutta aiheuttaa puuttuva seuranta eli mittauksia ei ole tai niitä on vain vähän. Esimerkiksi mittauksiin perustuvaa tietoa ojitettujen turvemaiden maaperän päästöistä avohakkuun jälkeen on vain parilta kohteelta, ja kangasmaidenkin uudistamisen jälkeiset maaperän KHK-päästöt tunnetaan heikosti. Metsikkökohtaisten toimenpiteiden ilmastovaikutusten arviointiin ei siis ole kattavia indikaattoreita.

4.4 Pääkriteeri: Talous

Kaikki perinteiset puuntuotannon kestävyiden kriteerit sijoitettiin tässä luokittelussa talouden pääkriteerin alle, samaten osa perinteisistä sosiaalisen kestävyiden kriteereistä, kuten työllisyysvaikutukset.

Metsien talouskäytön edellytyksenä on puuston terveys ja elinvoimaisuus. Puuston elinvoimaisuuteen – toisin sanoen hyvään kasvuun ja uusiutumiseen – liittyviä kriteerejä ovat esimerkiksi puuntuotannon metsien pinta-ala, metsätuhojen pinta-ala, puuston tilavuus ja kasvu sekä sekapuustojen määrä. Kaikkiin näihin löytyy harhatonta ja luotettavuudeltaan tunnettua maastotietoa alueellisesti VMI:stä. Paikallisesti voidaan käyttää kaukokartoitustietoa Metsäkeskuksen tai monilähde-VMI:n tuottamista metsävaratiedoista. Toisaalta puiden vaurioituminen ja kuoleminen on osa luonnonmetsien dynamiikkaa, ja monet lajit ovat riippuvaisia kuolleesta puusta. Talousmetsien puustotuhoja pyritään vähentämään metsien hoitotoimien avulla, ja tuhot ovat ensisijaisesti taloudellinen kysymys. Siksi tuhojen seuranta tulisi kehittää ensisijaisesti taloudellisiin vaikutuksiin perustuvaksi eikä pinta-alaan tai puuston tilavuuteen perustuvaksi. Tuhojen taloudellista arvoa kuvaavat kriteerit ovat tulevaisuudessa yksi merkittävä kehittämiskohde.

Useat tarkasteluissa mukana olleet kriteerit koskivat vallitsevien metsänhoito-ohjeiden noudattamista: ohjeiden mukainen käsittely, kasvupaikalle sopiva puulaji sekä kasvupaikalle sopiva käsittelymenetelmä. Koska ohjeet muuttuvat metsien käyttöä kuvaavien arvojen mukana, nämä kriteerit sisältävät sisäänrakennetun arvoalinnan: esimerkiksi tervaleppää ja hieskoivua ei aiemmin nähty soveltuviksi puulajeiksi millekään kasvupaikalle, kun taas mäntyä suositeltiin lähes kaikille kasvupaikoille. Siksi ajan myötä muuttuviin ohjeisiin liittyvien kriteerien asemesta olisi hyvä käyttää ohjeista mahdollisimman riippumattomia kriteerejä. Sen vuoksi kestävyiden kriteeriksi tässä työssä kelpuutettiin ohjeisiin liittyvistä ehdotuksista vain karuilla paikoilla kasvavien kuusten määrä, koska niihin liittyy (ohjeista riippumaton) lisääntynyt tuhoriski.

Taloudellisen käytön kriteereiksi ehdotettiin myös monia sellaisia kriteereitä, jotka kuvaavat metsäteollisuuden investointeja, työllisyysvaikutuksia, tuloja, jalostusarvoa sekä resurssitehokkuutta. Nämä kriteerit mittaavat koko metsäsektorin kestävyttä, mutta ne eivät liity suoranaisesti metsien käyttöön. Sama jalostusarvo tai työllisyys voidaan saavuttaa monella erilaisella metsien käytön tasolla riippuen siitä, millaisia tuotteita tuotetaan. Siten muutokset investoinneissa, jalostusarvossa tai työllisyydessä heijastavat enemmän muutoksia metsätuotteiden maailmanmarkkinoilla kuin metsien käsittelyn kestävydessä. Vastaavasti puun käytön resurssitehokkuus kuvaa metsäteollisuuden tai yksittäisten tehtaiden toimintatapaa ja laitekantaa eikä metsien käsittelyä.

Kaikkien näiden kriteerien voidaan nähdä myös kuvaavan metsien käsittelyn yhteiskunnallista merkittävyyttä. Tässä työssä päädyimme siihen, että metsäteollisuuden puunkäytön potentiaalia kuvaavat indikaattorit, kuten puuntuotannon maalla kasvava puun määrä ja laatu, soveltuvat paremmin metsien käytön taloudellisen kestävyuden mittareiksi. Puunkäytön potentiaali on myös riippumaton siitä, millaisia tuotteita metsäteollisuus tulevaisuudessa valmistaa. Sen sijaan puuston arvon voidaan tulkita kuvaavan suoraan metsien käyttöä ja tulevia hakkuumahdollisuuksia, ja siten soveltuvan taloudellisen kestävyuden mittariksi puustoon liittyvien mittareiden lisäksi.

Metsien käytön taloudellisen kestävyuden indikaattoriksi ehdotettiin myös metsäalalle kohdennettuja verovarvoja. Tukieurot eivät kuitenkaan ole hyvä indikaattori, koska ne voivat esimerkiksi lisätä tehotonta toimintaa, kuten takavuosina taimikoiden toimenpiteiden viivästyttämistä KEMERA-tuen varmistamiseksi. Tukieurojen tarve voi olla myös merkki siitä, että metsätalous ei ole kannattavaa ilman tukia, eikä tällaista tilannetta voida pitää taloudellisesti kestäväenä. Tuki myös mittaa keinoja, kun pitäisi mitata tuloksia. Myös tässä mielessä katsomme, että metsien taloudellinen arvo on parempi indikaattori.

Lisäksi taloudellisen kestävyuden mittariksi ehdotettiin sellaisten luonnontuotteiden, jotka eivät kuulu jokamiehenoikeuksien piiriin, keruuta ja kauppaa koskevia tietoja. Jäkälän tai käpyjen keruun tilastotietoja voidaan käyttää kestävyuden indikaattoreina, mutta niiden yhteys metsien käsittelyn vaihtoehtoihin tai hakuiden tasoon on heikko, lukuun ottamatta maanmuokkauksen vaikutusta jäkälän tuotantoon. Pakurin (*Inonotus obliquus* (Ach. ex Pers.) Pilát) tai mahlan osalta tilastojen lisäksi tarvitaan tieto keruun vaihtoehtokustannuksista, eli siitä, mihin käyttöön esimerkiksi mahlankeruussa ollut puusto myöhemmin kelpaa. Mikäli hiili- tai maisema-arvokauppa yleistyvät, niiden yhteys metsien käsittelyyn on selkeämpi, ja niiden määrä tai kattama pinta-ala voidaan ottaa kestävyysindikaattoreina käyttöön. Näiden käyttö indikaattorina voi olla ongelmallista, ellei kauppiaita tilastoida virallisiin tilastoihin. Markkinattomat ekosysteemipalvelut, kuten pölyttäjät, on loogisempaa mitata osana luonnon tilaa, kunnes niille syntyy markkinat.

4.5 Pääkriteeri: Metsiä käyttävien terveys ja hyvinvointi

Metsiä käyttävien terveys ja hyvinvointi -pääluokassa löydettiin vain vähän sellaisia indikaattoreita, joilla on selkeä yhteys metsien käsittelyyn ja jotka ovat mitattavissa. Vaikka on olemassa selviä tutkimustuloksia siitä, että metsillä on positiivisia vaikutuksia ihmisten terveyteen ja hyvinvointiin (esim. Simkin ym. 2021) ja mielenterveyteen (Morita ym. 2007), niiden yhteys tietynlaiseen metsien käsittelyyn, hakuiden määrään tai laatuun on vaikeasti todennettavissa. Esimerkiksi metsien tuottamaan hyvinvointiin voi metsien käsittelyn asemasta tai lisäksi vaikuttaa kohdemetsän sijainti, metsässä liikkumisen syy tai jopa metsässä mukana oleva seura. Mikäli hyväksytään oletamus, että kaikinainen metsien virkistyskäyttö tuottaa terveys- ja hyvinvointivaikutuksia, suorien terveysvaikutuksen korvikkeena voidaan käyttää virkistyskäyttöön liittyviä kestävyysmittareita. Esimerkiksi Morita ym. (2007) puhuvat metsäympäristöstä ylipäänsä terapeuttisena ympäristönä. On mahdollista mitata erityisesti terapiakäyttöön varattujen metsien määrää, mutta tässä työssä pidimme parempana arvioida saavutettavissa olevaa puustoista metsäympäristöä.

Virkistyskäyttöön liittyvät indikaattorit ovat usein mitattavissa. Ongelmana on yksilötason arvojen ja arvostusten (kuten avohakkuiden vastustus tai kannatus) yleistäminen populaatio-tasolle: keskimääräinen näkemys ei koskaan kuvasta kaikkien suomalaisten näkemystä. Vaikka keskimääräiset maisemamieltymykset voidaan määritellä kyselytutkimuksin (esim. Valkeapää ja Karppinen 2013), on epäselvää, miten niitä voidaan soveltaa kriteereinä. Virkistyskäyttöön soveltuva pinta-ala esimerkiksi sisältää arvoasetelman siitä, millainen alue ei (määrittelemättömän ihmisjoukon mielestä) sovi virkistykseen. Sen sijaan virkistyskäyttöön varattu alue ei sisällä arvovalintoja, ellei sellaiseksi lasketa alueelle tehtyä varausta sinänsä, ja on siksi soveltuva indikaattori. Avohakkuun pinta-ala tai asutuksen lähellä olevien puustoisten metsien pinta-ala sisältää

arvoasetelman siitä, että puustoinen ala on virkistyskäyttöön parempi kuin avohakattu, mutta arvoasetelma on läpinäkyvä ja yksiselitteisesti tulkittavissa. Tällainen indikaattori on soveltuva myös silloin, kun yleinen mielipide muuttuu suuntaan tai toiseen.

Perinteisiä hyvinvointia tuottavia metsien käyttömuotoja ovat keräily ja metsästys. Keräilyn kannalta kestävyydelle on merkittävää esimerkiksi marja- ja sienisatojen ylläpitäminen tai metsästykselle saalislajien kantojen ylläpitäminen, siltä osin kuin ne riippuvat metsien käsittelystä. Marjojen ja sienten menestykseen voidaan vaikuttaa maanmuokkaukseen, puulajivalintaan tai hakkuisiin liittyvillä päätöksillä. Riistapotentiaalia taas voidaan edistää esimerkiksi riistatiheiköillä tai metsän lehtipuiden määrällä. Riistalajien, kuten hirven (*Alces alces* L.), kannan kehitykseen voidaan vaikuttaa myös epäsuorasti vaikuttamalla taimikoiden puulajivalintaan tai kasvatustavan valintaan. Toisaalta suuri riistatiheys voi vähentää alueen virkistyskäyttöarvoa lisäämällä punkkien (puutiainen, *Ixodes ricinus* L.) ja hirvikärpästen (*Lipoptena cervi* L.) määrää. Vaikka riistakantojen kehityksen voidaan olettaa riippuvan metsien käsittelystä, niiden kehitykseen vaikuttavat myös monet metsien käsittelystä riippumattomat seikat, kuten ruokinta, petokantojen kehitys ja kaatolupien määrä. Siten riistakantojen kehitys on laajemmin kaiken metsien käytön kestävyyttä kuvaava kriteeri enemmän kuin metsien käsittelyn kestävyys kriteeri.

Kulttuuriset artefaktit, kuten tervahaudat, kelkkareitit tai muinaismuistomerkit, voidaan ottaa kestävyysindikaattoreina huomioon, sillä ne ovat konkreettisia, mitattavia ja metsien käsittely (kuten muokkaus ja hakkuut) vaikuttaa niiden säilymiseen. Kelkka-, mönkijä- tai koiravaljakko-reittien tai metsästyksen vaatimat luvat ja niiden oikeudenmukainen jakaantuminen voidaan myös nähdä kestävyysindikaattoreina, vaikka niillä ei olekaan suoraa yhteyttä metsien käsittelyyn. Sen sijaan kaikki edellä mainitut indikaattorit kuvastavat yleisemmin lupia jakavien päätöksentekijöiden toimintatapoja. Sellaisina niihin voidaan vaikuttaa esimerkiksi lain, sertifiointin tai muun sääntelyn kautta.

Osa ehdotetuista indikaattoreista soveltuu vain paikalliseen päätöksentekoon, kuten esimerkiksi luontopainotteisten koulujen ja päiväkotien määrä tai sijainti. Silloinkaan niillä ei ole suoranaista yhteyttä metsien käyttöön, mutta niillä on yhteys kunnalliseen päätöksentekoon, muun muassa kaavoitukseen ja maankäytön päätöksentekoon yksittäisen kunnan tai kaupungin osan tasolla.

4.6 Pääkriteeri: Metsien käytön hyväksyttävyys

Metsien käytön hyväksyttävyys kuvaa seikkoja, jotka eivät ole mitattavissa luonnontieteellisin keinoin. Niihin kuuluvat ihmiset tunteet ja kokemukset metsien käytöstä itsessään tai metsiä koskevasta päätöksenteosta. Ihmiset voivat kokea päätöksenteon epätasa-arvoisena tai epäoikeudenmukaisena. Epäoikeudenmukaisuuden tai epätasa-arvon kokemukset on tärkeää ottaa huomioon metsien käyttöä analysoivien työryhmien kokoonpanossa tai kokouskäytännöissä. Metsiä koskeviin päätöksiin ne voivat vaikuttaa uusia lakeja ja säännöksiä tai sertifiointikriteerejä valmisteltaessa. Tähän ryhmään kuuluvat myös esimerkiksi saamelaisten oikeudet. Suoraa vastetta tietynlaiseen metsien käsittelyyn niillä ei ole.

Tunteisiin ja kokemuksiin liittyviä kriteerejä voidaan mitata yhteiskunnallisen tutkimuksen keinoin, erilaisilla barometreilla ja kyselytutkimuksilla. Ongelmana kyselytutkimuksissa on, että niiden liittyminen metsien käyttöä koskevaan päätöksentekoon on epämääräistä, ellei kyselyä järjestetä jostakin yksittäisestä päätöksestä, kuten uuden kansallispuiston perustamisesta.

Metsien käytön hyväksyttävyyden mittaukset voidaan kuitenkin ottaa huomioon indikaattoreiden valinnan sekä niiden tavoitesuunnan tai -tilan arvioinnissa. Ideaalissa sosiaalinen kestävyys toteutuu silloin, kun yhteisesti keskustellaan esimerkiksi ilmasto-, luonto- ja taloustavoitteiden painotuksista ja onnistutaan yhteisesti sopimaan tavoiteltavasta suunnasta. Kaikkien indikaattoreiden tavoitetilasta lienee mahdoton päästä yhteisymmärrykseen.

5 Johtopäätökset

Tässä kirjoituksessa olemme tarkastelleet erilaisia metsien käytön kestävyyttä kuvaavia kriteerejä ja indikaattoreita suhteessa niiden toivottuihin ominaisuuksiin. Indikaattoreiden toivotuista ominaisuuksista keskeisimpiä ovat mitattavuus ja ennustettava vaste metsien käsittelyyn. Mitattavuudessa on usein kysymys resursseista, ei niinkään siitä, että indikaattoria olisi mahdoton mitata. Yleisenä haasteena on erotella, mikä osuus indikaattorin tilan muutoksesta johtuu muutoksista metsien käytössä ja mikä osuus laajemmin ympäristön, markkinoiden tai teknologian muutoksista.

Keskeinen havainto on, että monet indikaattorit kuvaavat samanaikaisesti kestävyiden eri osa-alueita. Tällaiset usean pääkriteerin muutoksesta kertovat indikaattoritkin ovat käyttökelpoisia, jos niiden vaste metsien käytön muutoksiin on ennustettava ja samansuuntainen. Havaitsimme myös, että vaikka indikaattoreille ei ole mahdollista asettaa mitään yksiselitteistä tavoitetilaa, muutoksen toivotusta suunnasta on helpompi päästä yhteisymmärrykseen. Koska kestävyiden osa-alueita on useita ja niiden välillä on usein vaihtokauppatilanteita, metsien käyttö ei voi koskaan olla kokonaiskestävää.

Pääkriteereistä vesien tilaan, luonnon tilaan sekä ilmastoon kuuluvat indikaattorit ovat selkeimmin yhteydessä metsien käsittelyyn, kuten hakkuisiin, ojituksiin tai lannoituksiin. Niissä keskeiset haasteet liittyvät indikaattorien mitattavuuteen (kuten vesien kiintoaineet) tai ennustettavuuteen (kuten uhanalaisuusindeksi). Näiden kriteerien toimivuutta voidaan parantaa keräämällä lisää tietoa ja mallintamalla riippuvuuksia metsien käsittelyyn.

Sosiaalisen ja kulttuurisen kestävyiden osa-alueet ovat tärkeä osa metsistä käytävää keskustelua, ja kestävyiden ulottuvuuksien ymmärtämistä. Sen sijaan niitä kuvaavat indikaattorit, joita voisi käyttää rinnan taloudellisten ja ekologisten kriteerien kanssa, osoittautuivat ongelmalliseksi. Suurimpana ongelmana on, että useimpien ehdotettujen ja tarkasteltujen kriteerien yhteys metsien käsittelyn muutoksiin on olematon tai epäselvä. Tämä näkyy erityisesti hyväksyttävyyden pääkriteerissä, jossa omaisuuden suoja, oikeudenmukainen päätöksenteko ja oikeudenmukaisuuden kokemukset ylipäättään nousivat esiin. Vastaava ”sosiaalisen vastuun” kriteeri, jota kuvasivat alkuperäisväestön oikeudet maahan ja oikeudenmukainen päätöksenteko, nousi esiin myös Brittiläisessä Kolumbiassa tehdyssä kriteeristöissä (Gough ym. 2008). Myös Hale ym. (2006) nostavat sosiaalisen kestävyiden indikaattoreiksi oikeudenmukaiseen tulonjakoon ja luottamukseen liittyviä asioita. Kulttuurinen kestävyys näkyy myös metsien käyttöön liittyvän toiminnan käytännöistä, tiedoista ja taidoista koostuvassa aineettomassa kulttuuriperinnössä, kuten jokamiehen oikeuksien historiassa, närelenkin tekemisen taidossa tai marjastuksessa (Paaskoski ym. 2022).

Tässä tutkimuksessa tarkastellut kriteerit olivat täysin aineistolähtöisiä ja ilmentävät työryhmiin osallistuneiden ajatuksia ja näkemyksiä. Vaikka annetun ohjeistuksen tarkoituksena oli suunnata ehdotuksia siten, että ne olisivat yhteismitallisia (mitattavia ja päätöksentekoa tukevia), ehdotetut sosiaaliseen ja kulttuuriseen kestävyteen liittyvät indikaattorit olivat usein eri hierarkiatasolla muihin verrattuna. Erityisesti hyväksyttävyyden pääluokan indikaattorit eivät liity niinkään metsiä koskevaan päätöksentekoon, vaan enemmänkin metsien käyttöä koskevaan keskusteluun ja lainsäädäntöön. Näemmekin, että sosiaalinen ja kulttuurinen kestävyys tulee parhaiten huomioiduksi nimenomaan siinä, kun indikaattoreista sekä niiden tavoitetilasta ja halutusta muutosnopeudesta käydään yhteiskunnallista keskustelua. Ne näkyvät siinä, millaisia indikaattoreita kestävydelle valitaan, ja mihin kehitystä halutaan ohjata. Itse asiassa myös osallistava kestävyiden kriteerien etsiminen, johon tälläkin työllä on pyritty, voidaan nähdä sosiaalisen kestävyiden osana (Fraser ym. 2006).

Hyvinvointi ja terveys -pääkriteerin alla tarkastelimme monia kriteereitä, joiden osalta sekä yhteys metsien käsittelyyn sinänsä että mittaaminen ovat hankalia, kuten esimerkiksi mielen-terveyteen liittyvillä kriteereillä. Hyväksymällä virkistyskriteerit myös mielenterveyden

kuvaamisen korvikemuuttujiksi, mittaamiseen liittyvä ongelma on ratkaistavissa. Sen sijaan hyvinvointi ja terveys -pääkriteerin alla on sellaisia kriteerejä, jotka soveltuvat paremmin maankäytön ohjaamiseen eli kaavoitukseen kuin metsä- tai ympäristöpolitiikan ohjaamiseen. Niihin liittyvät virkistykseen tai terapiaan varatut metsäalueet yleisesti ja virkistysalueiden saavutettavuus taajamissa, erityisesti päiväkodeista tai kouluista. Hyvinvoinnin pääkriteerin alle luettiin myös kasvatukselliset tai opetukselliset kriteerit, kuten luontopainotteisten koulujen tai päiväkotien määrä. Tällä kriteerillä ei nähty mitään yhteyttä metsien käsittelyn kestävyysasteeseen, mutta sillä on yhteydet kuntapäätöksentekoon yleisemmin.

Kestävyysasteen indikaattoreissa on tarpeen hahmottaa, mitä toimintaa halutaan kehittää, ja valita sellaiset indikaattorit, jotka mahdollistavat nimenomaan valitun toiminnan seuraamisen ja kehittämisen. Monet tarkastelluista talousindikaattoreista liittyvät laajemmin metsäsektorin kestävyysasteeseen, eivät niinkään metsien käsittelyn kestävyysasteeseen. Keskustelua hankaloittaa, jos sekoitetaan metsien käsittelyyn liittyvä kestävyys ja metsäsektorin tai -teollisuuden toimintaan yleisemmin liittyvä kestävyys. Esimerkiksi puunkäytön resurssitehokkuus on hyvä kestävyyskriteeri metsäteollisuuden toiminnan kehittämiseen, mutta metsien käsittelyn kehittämiseen siitä ei ole. Sen sijaan puuntuotantoa kuvaavat kriteerit soveltuvat hyvin toiminnan kehittämisen lähtökohdiksi.

Monet metsien käytön kannalta oleelliset päätökset tehdään muualla kuin metsäpolitiisissa päätöksenteossa. Esimerkiksi hirvieläinkantoihin vaikuttavat päätökset tehdään muualla kuin metsien käytössä, vaikka ne vaikuttavat metsien käsittelyn kestävyysasteen toteuttamisen mahdollisuuksiin. Riistarukintaa ja kaatolupia koskeva keskustelu voidaan nähdä ensisijaisesti riistanhoidon kestävyyskysymyksenä, ja välillisesti metsien käsittelyn kestävyysasteen edellytyksenä. Vastaavalla tavalla teollisuuden investointeja ja työllisyyttä koskeva keskustelu on ensisijaisesti metsäteollisuuden kestävä kehityksen kysymys, ja metsien kestävä käsittely on sen edellytys. Metsien käytön kestävyysasteen seuraamisen ja kestävyysasteen parantamisen edellytyksenä on, että keskustelemme niistä asioista, joihin metsäalan toimin voidaan vaikuttaa.

Metsien käytön kestävyysasteen arvioinnin ja seurannan ulkopuolelle rajattiin kaikki maankäytön muutostilanteet, kuten metsien raivaaminen muuhun maankäyttöön. Ne eivät nousseet sidosryhmissä lainkaan esiin, eikä niiden lisäämistä jälkikäteen tutkijatyönä pidetty tarpeellisenä. Jos metsiä raivataan esimerkiksi maatalouden tai tuulivoiman takia, kyseessä on kyseisten maankäytön muotojen aiheuttama metsäkato, joka pitää arvioida osana niiden toimintojen kestävyysarviointia. Päinvastainen toiminta, metsittäminen, sen sijaan voisi kuulua tähän artikkeliin, erityisesti jos metsittämisen nimissä tuhottaisiin muita ekosysteemejä aiempien vuosikymmenten ojitusten tai perinnebiotooppien metsittämisen tapaan. Olemme kuitenkin siinä käsityksessä, että tällä hetkellä Suomessa metsitetään merkittävässä määrin vain ihmisen aiemmin tuhoamia metsäekosysteemejä (turvesuot, pellot ja erilaiset joutomaat), ja emme sen takia kehittäneet erityisesti metsittämisen kestävyysasteen koskevia indikaattoreita.

Yleisesti voidaan kuitenkin sanoa, että eri maankäyttömuotojen kestävyysasteen täytyy seurata esimerkiksi eri maankäyttöluokkien pinta-alojen muutoksilla. Muutokset vaikuttavat kestävyysasteen saavutettavuuteen sekä kussakin maankäyttöluokassa että maankäyttösektorilla kokonaisuutena. Esimerkiksi runsaasti kasvihuonekaasupäästöjä tuottavien turvemaapeltojen metsittäminen vähentää alueen päästöjä mutta lisää metsien päästöjä, koska metsityksen jälkeenkin alueet ovat pitkään päästölähde. Jos metsäpinta-ala pienenee maankäytön muutosten seurauksina, kestävyysindikaattoreiden myönteisen kehityksen saavuttaminen pienenevällä metsäpinta-alalla vaikeutuu, ja päinvastoin.

Liitetiedostot

L1.pdf; Indikaattorilista, saatavissa osoitteessa <https://doi.org/10.14214/ma.10761>.

Kiitokset

Haluamme kiittää kaikkia, jotka ovat tähän mennessä osallistuneet hankkeen seminaareihin ja työpajoihin.

Rahoitus

Tutkimusta ovat rahoittaneet Suomen kulttuurirahasto (Kohti yhteisymmärrystä metsien käytön kestävyysmuutoksista, Argumenta) ja Suomen Akatemia (pääötösnunero 337655, UNITE-lippulaiva).

Lähteet

- Aro K, Karvinen S, Pynnönen S, Soini K, Vehmasto E (toim) (2022) Näkökulmia metsäalan kestävyyskeskusteluun: systeeminen lähestymistapa. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 85/2022. <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-380-526-2>.
- Ben-Eli M (2015) Sustainability: definition and five core principles – a new framework. The sustainability laboratory, New York.
- Butchart SHM., Stattersfield AJ, Baillie J, Bennun LA, Stuart SN, Akçakaya HR, Hilton-Taylor C, Mace GM (2005) Using Red List Indices to measure progress towards the 2010 target and beyond. Philos Trans R Soc B: Biol Sci 360: 255–268. <https://doi.org/10.1098/rstb.2004.1583>.
- Fraser EDG, Dougill AJ, Mabee WE, Reed M, McAlpine P (2006) Bottom up and top down: analysis of participatory processes for sustainability indicator identification as a pathway to community empowerment and sustainable environmental management. J Environ Manage 78: 114–127. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2005.04.009>.
- Gough AD, Innes JL, Allen SD (2008) Development of common indicators of sustainable forest management. Ecol Indic 8: 425–430. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2007.03.001>.
- Haapanen R (2014) Valtakunnan Metsien Inventoinnit. Suomen metsiä mittaamassa. Metsäkustannus Oy.
- Hale J, Legun K, Campbell H, Carolan M (2019) Social sustainability indicators as performance, Geoforum 103: 47–55. <https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2019.03.008>.
- Halme P, Kangas A, Kangasoja J, Komonen A, Luoma E, Mäkipää R, Pynnönen S (2022) Metsien kestävyysmuutosten tunnistamiseen tarvitaan yhteiset mittarit. Metsätieteen aikakauskirja, artikkelitunnus 10686. <https://doi.org/10.14214/ma.10686>.
- Hamberger J (ed) (2013) Hans Carl von Carlowitz. Sylvicultura oeconomica oder Haußwirthliche Nachricht und Naturmäßige Anweisung zur Wilden Baum-Zucht. Oekom, München. ISBN-13 978-3-86581-411-1.
- Hartig GL (1795) Anweisung zur Taxation der Forste, oder zu Bestimmung des Holzertrags der Wälder. Heyer, Gießen.
- Heikkurinen P (2014) Kestävyyden käsitteen ulottuvuudet. Tieteessä tapahtuu 4/2014: 10–16. <https://journal.fi/tt/article/view/46149>.
- Husa M, Kosenius A-K (2021) Non-industrial private forest owners' willingness to manage for

- climate change and biodiversity. *Scand J For Res* 36: 614–625. <https://doi.org/10.1080/02827581.2021.1981433>.
- James P (2015) *Urban sustainability in theory and practice. Circles of sustainability*. Routledge, NY. <https://doi.org/10.4324/9781315765747>.
- Jurola M, Karppinen H (2003). Sosiaalinen kestävyys ja metsien käyttö. *Metsätieteen aikakauskirja* 2/2003: 129–142. <https://doi.org/10.14214/ma.5682>.
- KMO (2008) Kansallinen metsäohjelma 2015. Lisää hyvinvointia monimuotoisista metsistä. Valtioneuvoston päätös. Maa- ja metsätalousministeriön julkaisuja 3/2008.
- Korkiakoski M, Tuovinen JP, Penttilä T, Sarkkola S, Ojanen P, Minkkinen K, Rainne J, Laurila T, Lohila A (2019) Greenhouse gas and energy fluxes in a boreal peatland forest after clear-cutting. *Biogeosciences* 16: 3703–3723. <https://doi.org/10.5194/bg-16-3703-2019>.
- Mensah J (2019) Sustainable development: meaning, history, principles, pillars, and implications for human action: literature review. *Cogent Soc Sci* 5, article id 1653531. <https://doi.org/10.1080/23311886.2019.1653531>.
- Morita E, Fukuda S, Nagano J, Hamajima N, Yamamoto H, Iwai Y, Nakashima T, Ohira H, Shirakawa T (2007) Psychological effects of forest environments on healthy adults: Shinrin-yoku (forest-air bathing, walking) as a possible method of stress reduction. *Public Health* 121: 54–63. <https://doi.org/10.1016/j.puhe.2006.05.024>.
- Mäkiranta P, Riutta T, Penttilä T, Minkkinen K (2010) Dynamics of net ecosystem CO₂ exchange and heterotrophic soil respiration following clearfelling in a drained peatland forest. *Agric For Meteorol* 150: 1585–1596. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2010.08.010>.
- Nieminen M, Launiainen S, Ojanen P, Sarkkola S, Laurén A (2020) Metsätalouden vesistökuormitus: nykykäsitys ja tulevaisuuden menetelmäkehitys. *Metsätieteen aikakauskirja*, artikkelitunnus10336. <https://doi.org/10.14214/ma.10336>.
- NIR Finland (2022) Greenhouse gas emissions in Finland 1990 to 2020. National inventory report under the UNFCCC and the Kyoto Protocol. Statistics Finland. Submission to the UNFCCC 15 April 2022. <https://unfccc.int/documents/461893>.
- Paaskoski L, Heikurainen M, Latvala-Harvilahti P (toim) (2022) *Metsäkulttuurinen kestävyys*. Luston julkaisuja 5. ISBN 978-952-69018-7-9.
- Pavlovskaja E (2014) Sustainability criteria: their indicators, control, and monitoring (with examples from the biofuel sector). *Environ Sci Eur* 26, article id 17. <https://doi.org/10.1186/s12302-014-0017-2>.
- Peura M, Burgas D, Eyvindson K, Repo A, Mönkkönen M (2018) Continuous cover forestry is a cost-efficient tool to increase multifunctionality of boreal production forests in Fennoscandia. *Biol Conserv* 217: 104–112. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.10.018>.
- Pezzey J (1992) Sustainable development concepts: an economic analysis. World Bank Environment Paper 2. World Bank, Washington D.C. <https://doi.org/10.1596/0-8213-2278-8>.
- Prabhu R, Colfer CJP, Dudley RG (1999) Guidelines for developing, testing and selecting criteria and indicators for sustainable forest management. The Criteria and Indicators Toolbox Series 1. Center for International Forestry Research, Bogor. http://www.cifor.org/publications/pdf_files/Books/toolbox-1.pdf.
- Purvis B, Mao Y, Robinson D (2019) Three pillars of sustainability: in search of conceptual origins. *Sustainability Sci* 14: 681–695. <https://doi.org/10.1007/s11625-018-0627-5>.
- Puurinen M, Elo M, Kotiaho J (2022) The Living Planet Index does not measure abundance. *Nature* 601: E14–E15. <https://doi.org/10.1038/s41586-021-03708-8>.
- Rantala T, Hakkarainen J, Karppinen H, Korhonen P (2006) Metsien käytön sosiaalisen kestävyys-tulevaisuuden haasteet. Teoksessa: Saastamoinen O, Donner-Amnell J, Rantala T (toim) *Näkökulmia metsäalan sosiaaliseen kestävyyteen ja sen tulevaisuuteen*. Tiedonantoja

- 168, Joensuun yliopisto, Joensuu. <http://urn.fi/URN:ISBN:952-458-785-8>.
- Raworth K (2017) Why it's time for Doughnut Economics? IPPR Progress Rev 24: 216–222. <https://doi.org/10.1111/newe.12058>.
- Ring I, Hansjürgens B, Elmqvist T, Wittmer H, Sukhdev P (2010) Challenges in framing the economics of ecosystems and biodiversity: the TEEB initiative. Curr Opin Environ Sustain 2: 15–26. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2010.03.005>.
- Ritz K, Black HJ, Campbell CD, Harris JA, Wood C (2009) Selecting biological indicators for monitoring soils: a framework for balancing scientific and technical opinion to assist policy development. Ecological Indicators 9: 1212–1221. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2009.02.009>.
- Rytteri T, Leskinen LA (2012) Metsänhoidon taloudellisen kestävyuden tulkintojen muutos suomalaisissa metsäalan oppikirjoissa. Metsätieteen aikakauskirja 4/2012: 285–305. <https://doi.org/10.14214/ma.6488>.
- Saari E (1962) Yksityismetsälain ja metsänhoitolain luonnoksen suhde hakkuumäärän tasaisuuden ja kohoamisen vaatimuksiin. Metsäntutkimuslaitoksen julkaisuja 55(4). <http://urn.fi/URN:NBN:-fi-metla-201207171087>.
- Sahely HR, Kennedy CA, Adams BJ (2005) Developing sustainability criteria for urban infrastructure systems. Can J Civ Eng 32: 72–85. <https://doi.org/10.1139/L04-072>.
- Salo HH, Berg A, Korhonen-Kurki K, Lähteenoja S (2022) Small wins enhancing sustainability transformations: Sustainable development policy in Finland. Environ Sci Policy 128: 242–255. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2021.11.024>.
- Salomaa A, Paloniemi R, Hujala T, Rantala S, Arponen A, Niemelä J (2016) The use of knowledge in evidence-informed voluntary conservation of Finnish forests. For Policy Econ 73: 90–98. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2016.09.004>.
- Simkin J, Ojala A, Tyrväinen L (2021) The perceived restorativeness of differently managed forests and its association with forest qualities and individual variables: a field experiment. Int J Environ Res Public Health 18, article id 422. <https://doi.org/10.3390/ijerph18020422>.
- Sitra (2020) Talous tulevaisuuden palveluksessa. Kestävän talouden tilannekuva 2020-luvun taitteessa, 2. painos. ISBN 978-952-347-184-9.
- STM (2022) Hyvinvointitalous. Sosiaali- ja terveysministeriö. <https://stm.fi/hyvinvointitalous>. Viitattu 9.11.2022.
- Stoddart H, Schneeberger K, Dodds F, Shaw A, Bottero M, Cornforth J, White R (2011) A pocket guide to sustainable development governance. Stakeholder Forum.
- Stone D, Ritz K, Griffiths BG, Orgiazzi A, Creamer RE (2016) Selection of biological indicators appropriate for European soil monitoring. Appl Soil Ecol 97: 12–22. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2015.08.005>.
- Tuomi M, Rasinmäki J, Repo A, Vanhala P, Liski J (2011) Soil carbon model Yasso07 graphical user interface. Environ Model Softw 26: 1358–1362. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2011.05.009>.
- Valkeapää A, Karppinen H (2013) Citizens' view of legitimacy in the context of Finnish forest policy. For Policy Econ 28: 52–59. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2013.01.004>.
- Wiersum KF (1995) 200 Years of sustainability in forestry: lessons from history. Environ Manage 19: 321–329. <https://doi.org/10.1007/BF02471975>.

45 viitettä.