

Metsäsertifiointin ekotehokkuus

Anu Nieminen

Metlan työraportteja / Working Papers of the Finnish Forest Research Institute - sarjassa julkaistaan tutkimusten ennakkotuloksia ja ennakkotulosten luonteisia selvityksiä. Sarjassa voidaan julkaista myös esitelmää ja kokouskoosteita yms.

Sarjassa ei käytetä tieteellistä tarkastusmenettelyä. Kirjoitukset luokitellaan Metlan julkaisuiminnassa samaan ryhmään monisteiden kanssa.

Sarjan julkaisut ovat saatavissa pdf-muodossa sarjan Internet-sivuilta.

<http://www.metla.fi/julkaisut/workingpapers/>
ISSN 1795-150X

Toimitus

Unioninkatu 40 A
00170 Helsinki
puh. 010 2111
faksi 010 211 2101
sähköposti julkaisutoimitus@metla.fi

Julkaisija

Metsäntutkimuslaitos
Unioninkatu 40 A
00170 Helsinki
puh. 010 2111
faksi 010 211 2101
sähköposti info@metla.fi
<http://www.metla.fi/>

Tekijät Nieminen, Anu			
Nimeke Metsäsertifioinnin ekotehokkuus			
Vuosi 2006	Sivumäärä 85	ISBN ISBN-13: 978-951-40-2025-4 (PDF) ISBN-10: 951-40-2025-1 (PDF)	ISSN 1795-150X
Yksikkö / Tutkimusohjelma / Hankkeet Metsien monimuotoisuuden turvaamisen keinot ja yhteiskunnalliset vaikutukset -tutkimusohjelma /3407			
Hyväksynyt Paula Horne, 6 marraskuuta 2006			
Tiivistelmä <p>Metsäsertifioinnin tarkoituksena on taata, että metsien hoito ja käyttö vastaa edeltäkäsien asetettuja ekologisia, ekonomisia ja sosiaalisia standardeja. Suomen talousmetsistä on sertifioitu FFCS-metsäsertifiointijärjestelmän mukaisesti 95 %. Työn tavoitteena on selvittää FFCS-metsäsertifioinnin ekologiset vaikutukset, kustannukset ja näiden yhdistelmänä muodostaa kvalitatiivinen arvio FFCS-metsäsertifioinnin ekotehokkuudesta. Työ perustuu olemassa olevan tutkimustiedon perusteella muodostettuun synteisiin ja haastattelututkimukseen. Olemassa olevasta tutkimustiedosta huomioitiin boreaalista metsävyöhykettä koskevat tutkimukset sekä aikaisemmat metsäsertifiointitutkimukset. Haastattelututkimus suoritettiin yhdeksänä teemahaastatteluna. Haastattelumateriaali litterointiin ja teemoiteltiin Atlas-ohjelmaa apuna käyttäen.</p> <p>Tutkimus osoitti, että metsäsertifioinnin ekologiset vaikutukset voidaan jakaa suoriin ja epäsuoriin vaikutuksiin. Suorat vaikutukset johtuvat metsäsertifiointikriteereistä ja niiden vaatimusten toteuttamisesta. Tärkeimmät ekologiset kriteerit ovat arvokkaat elinympäristöt -kriteeri, säästöpuukriteeri, kulotuskriteeri ja suojakaistakriteeri. Metsäsertifioinnin suorat ekologiset vaikutukset ovat olemassa olevan tutkimuksen perusteella vähäiset, sillä vaikka metsäsertifiointi kiinnittää huomiota tärkeisiin metsän monimuotoisuutta lisääviin tekijöihin, se ei tuo lainsäädäntöön verrattuna paljon uutta metsänhoitoon. Tärkein suora ekologinen vaikutus metsäsertifioinnista aiheutuu säästöpuukriteeristä, joka voi pitkällä aikavälillä lisätä huomattavasti lahoppuun määrää talousmetsissä. Metsäsertifioinnin epäsuorat ekologiset vaikutukset liittyvät metsänhoidon ohjeistukseen, viestintään ja koulutukseen. Metsäsertifiointi on yhtenäistänyt metsänhoidon käytäntöjä, lisännyt viestintää metsäsektorin sidosryhmien kesken, selkeyttänyt metsänhoidon ohjeistusta, motivoinut auditointien kautta metsäsektorin työntekijöitä noudattamaan tarkemmin niin metsäsertifiointikriteerejä kuin lainsäädäntöäkin ja parantanut heidän luonnonhoidon koulutustasoaan. Kokonaisuudessaan se on siis tehontanut metsäsektorin toimintaa. Metsäsertifioinnin kokonaiskustannukset ovat arviolta 0,37–1,4 €/ha/v. Muihin metsänhoidon ja -suojelun ohjaukeinoihin verrattuna metsäsertifiointi rajoittaa vähemmän ohjaukeinoon kohteena olevan metsän taloudellista käyttöä ja sisältää mittakaavaedun. Näin ollen myös metsäsertifioinnin kustannukset ovat muita ohjaukeinoja alhaisemmat.</p> <p>Metsäsertifioinnin ekotehokkuus voidaan tämän tutkimuksen perusteella arvioida hyväksi, vaikkakin sen tehokkuus voisi olla nykyistä korkeammalla tasolla ilman suuria muutoksia metsänhoidon käytäntöihin. Koska ekotehokkuuden arvio perustuu suureisiin, jotka eivät ole yhteismitallisia, on arvio metsäsertifioinnin ekotehokkuudesta suuntaa-antava. Tarkemman arvion esittämiseksi tarvittaisiin kenttätutkimusta metsäsertifioinnin ekologisista vaikutuksista sekä lisätutkimusta metsäsertifioinnin kustannuksista ja sidosryhmien yhteistoiminnan sujuvuudesta. Lisäksi on muistettava, että ekotehokkuus ei mittarina kerro ekologisten vaikutusten tai kustannusten tasosta vaan ekologisten vaikutusten ja kustannusten suhteesta. Vaikka siis ekotehokkuus arvioidaan hyväksi, tästä ei voi yksinään vetää sitä johtopäätöstä, että metsäsertifioinnin ekologiset vaikutukset olisivat korkeita tai kustannukset pieniä.</p>			
Asiasanat Metsäsertifiointi, ekotehokkuus, kulutus, säästöpuut, suojakaista, arvokkaat elinympäristöt			
Julkaisun verkko-osoite http://www.metla.fi/julkaisut/workingpapers/2006/mwp039.htm			
Yhteydenotot Anu Nieminen, Metsäntutkimuslaitos, Unioninkatu 40 A, 00170 Helsinki. Sähköposti: anu.nieminen@student.hse.fi			
Muita tietoja			

Tekijät

Kirjoittaja

Anu Nieminen, Metlan ulkopuolinen tutkija

Työn ohjausryhmä

Janne Kotiaho, dosentti, Jyväskylän yliopisto

Jari Kärnä, tutkija, Metla

Paula Horne, tutkimusohjelman koordinaattori, Metla

Harri Hänninen, tutkija, Metla

Petri Ahlroth, tutkija, SYKE

Raija-Riitta Enroth, tutkija, Metla

Sisällys

Esipuhe	7
1 Johdanto	8
1.1 Tutkimuksen tausta.....	8
1.2 Metsäsertifiointi	9
1.3 Suomen metsäsertifiointijärjestelmä.....	10
1.3.1 FFCS-järjestelmän kehitys ja standardit	10
1.3.2 Sertifiointin toteutustavat	11
1.3.3 FFCS-kriteeristö.....	11
2 Tutkimuksen tarkoitus ja toteutusajatus	12
2.1 Tutkimuksen tarkoitus	12
2.2 Tutkimusaiheen rajaus	13
2.2.1 Metsäsertifiointin ekologisten vaikutusten arviointi monimuotoisuuskä-sitteen avulla.....	13
2.2.2 Ekotehokkuuden määrittely.....	14
3 Aineisto ja menetelmät	16
3.1 Tutkimusaineisto ja aineiston hankinta.....	16
3.1.1 Tarkasteltavien kriteerien valinnan perusteet.....	16
3.1.2 Teemahaastattelut.....	17
3.2 Tutkimusmenetelmä	18
3.2.1 Kriteerien monimuotoisuusvaikutusten arvioinnin perusteet.....	19
3.2.2 Haastattelujen analysointi	20
3.2.3 Kustannusten arviointi	21
3.2.4 Metsäsertifiointin ekotehokkuuden arvioiminen.....	21
4 Tulokset	22
4.1 Metsäsertifiointin ekologiset vaikutukset	22
4.1.1 Metsäsertifiointi kriteerien vertaus lainsäädäntöön ja metsänhoidon suosituksiin sekä tarkasteltavien kriteerien valinta.....	22
4.1.2 Kriteeri 10: arvokkaiden elinympäristöjen ominaispiirteet säilytetään.....	24
4.1.2.1 Arvokkaat elinympäristöt –kriteerin DPSIR-kehikko	24
4.1.2.2 Arvokkaat elinympäristöt -kriteerin vaikutus metsän monimuotoisuuteen.....	26
4.1.3 Kriteeri 12: säästöpuita jätetään uudistusaloille.....	30
4.1.3.1 Säästöpuukriteerin DPSIR-kehikko.....	31
4.1.3.2 Säästöpuukriteerin vaikutus metsän monimuotoisuuteen.....	32
4.1.4 Kriteeri 15: paloalueiden lajistoa ja metsien terveyttä edistetään kulotuksella.....	35
4.1.4.1 Kulotuskriteerin DPSIR-kehikko	36
4.1.4.2 Kulotuskriteerin vaikutus metsän monimuotoisuuteen	38
4.1.5 Kriteeri 16: Vesistöjen ja pienvesien varteen jätetään kiintoaine- ja ravinnekuormitusta sitova suojakaista	42
4.1.5.1 Suojakaistakriteerin DPSIR-kehikko	42
4.1.5.2 Suojakaistakriteerin vaikutus metsän monimuotoisuuteen	43
4.1.6 Metsäsertifiointin epäsuorat ekologiset vaikutukset	45
4.1.6.1 Teoriasta käytäntöön, kvalitatiivisesta kvantitatiiviseen.....	45
4.1.6.2 Yhteinen käytäntö ja viestinnän lisääntyminen	46
4.1.6.3 Koulutus	47
4.1.6.4 Kriteerien määrittely ja toteutus	48
4.2 Metsäsertifiointin kustannukset	48

4.2.1	Arvioita metsäsertifiointin kustannuksista	49
4.2.2	Tutkimusten vertailu ja yhteenveto	52
4.2.3	Metsäsertifiointin kustannusten vertaaminen muiden ohjauseinojen kustannuksiin	53
4.3	Metsäsertifiointin ekotehokkuus	55
4.3.1	Ekotehokkuus DPSIR-kehikon näkökulmasta	55
4.3.2	Ekologiset hyödyt suhteessa kustannuksiin	55
5	Tulosten tarkastelu	57
5.1	Johtopäätökset.....	57
5.1.1	Metsäsertifiointin tuoma hyöty metsän monimuotoisuudelle	57
5.1.2	Metsäsertifiointin kustannukset.....	58
5.1.3	Metsäsertifiointin ekotehokkuus	59
5.2	Aineiston edustavuuden ja tutkimusmenetelmän arviointi	60
5.3	Jatkotutkimustarpeet	60
Kirjallisuus	62
Liite 1:	Haastattelurunko.....	70
Liite 2:	Metsäsertifiointikriteerit vs. lainsäädäntö ja metsänhoitosuosituks et	72
Liite 3:	Tarkasteltavien kriteerien valintaperusteita.....	79
Liitteiden	lähteet	85

Esipuhe

Metsäsertifiointi alkoi Suomessa vuonna 1997. Metsäsertifiointin alkuvuosina metsäsertifiointin tulevaisuus oli epävarma, eivätkä kaikki metsäsektorin toimijat ole vielä tänä päivänä täysin vakuuttuneita järjestelmän jatkuvuudesta nykyisessä muodossaan, vaikka talousmetsistä on sertifioitu jo 95 %. Metsäsertifiointi on kuitenkin Suomessa päässyt jo toiselle sertifiointikierrokselle, jonka myötä metsäsertifiointikäytäntö on tullut entistä tutummaksi metsäsektorin toimijoille. Uudella kierroksella myös päivitettiin kriteerejä, jotka astuivat virallisesti voimaan vuoden 2005 alkupuolella.

Tämä työ aloitettiin syksyllä 2005 ja se saatiin päätökseen keväällä 2006. Työssä on alusta lähtien huomioitu uudet metsäsertifiointikriteerit ja työtä on sittemmin päivitetty uusimpien metsänhoidon suositusten osalta. Alkujaan FFCS-metsäsertifiointijärjestelmä sisälsi kahdeksan standardia ja 37 kriteeriä, mutta standardien tarkistustyön tuloksena kriteerien määrä laski 28:aan. Suurimmat muutokset koskivat kriteerejä numero 10 (arvokkaat elinympäristöt), 12 (säätöpuut) ja 15 (kulutus), joiden vaatimustaso laski alkuperäisestä. Nämä kriteerit ovat paitsi eniten kustannuksia aiheuttavien kriteerien joukossa, myös luonnon näkökulmasta merkittävimpiä kriteerejä. Metsänhoitosuositukset muuttuivat Metsätalouden kehittämiskeskus Tapion toimesta elokuussa 2006. Tämän työn kannalta metsänhoidon suositukset eivät kuitenkaan muuttuneet olennaisesti. Suurin muutos tilanteessa metsäsertifiointin näkökulmasta mitä todennäköisimmin koskee sertifiointikriteerien ja metsänhoitosuositusten selkeämpää roolijakoa; metsänhoidon suositusten muuttuessa entistä joustavimmiksi, metsäsertifiointin tarkat, mitallistetut vaatimukset lisäävät merkitystään. Samalla tarve laaja-alaisemmalle metsänhoidon ohjauksen tarkastelulle lisääntyy: miten eri ohjauskeinot toimivat yhdessä ja erikseen.

Raportti metsäsertifiointin ekotehokkuudesta on toteutettu yhteistyössä Metsäntutkimuslaitoksen kanssa osana metsien monimuotoisuuden turvaamisen keinot ja yhteiskunnalliset vaikutukset -tutkimusohjelmaa. Työn ohjausryhmään ovat kuuluneet Jyväskylän yliopistosta dosentti Janne Kotiaho, Metsäntutkimuslaitokselta tutkimusohjelman johtaja Paula Horne, tutkijat Harri Hänninen, Jari Kärnä ja Raija-Riitta Enroth sekä Suomen ympäristökeskuksesta erikoissuunnittelija Petri Ahlroth. Taloudellisesti työtä ovat tukeneet Suomen Metsäsäätiö ja Jyväskylän evoluutioekologian huippuyksikkö.

Työn toteutumiseen vaikutti osaltaan mahdollisuus haastatella eri metsäsertifiointin kanssa tekemisissä olevia tahoja. Kukaan haastatteluihin pyydettyistä henkilöistä ei kieltäytynyt haastattelusta. Asiantuntija-apua antoi työprosessin aikana ohjausryhmän jäsenten lisäksi Helsingin yliopiston tutkija Louise Fromond metsäsertifiointikriteerien ja lainsäädännön vertailuun sekä tutkija Hanna Kumela ja tutkija Terhi Koskela haastattelupohjan rakentamiseen. Hyviä kommentteja käsikirjoitukseen liittyen sain Jouni Rantalalta työn loppuvaiheessa. Lämmin kiitos kaikille edellä mainituille ja muille työn etenemiseen vaikuttaneille henkilöille työn tukemisesta, rakentavista kommentteista ja keskusteluista. Lisäksi kiitokset mukavasta työseurasta koko Metsäntutkimuslaitoksen Metsätalon 6. kerroksen välle.

Anu Nieminen
Helsinki, 25.9.2006

1 Johdanto

1.1 Tutkimuksen tausta

Suomen metsien hoito ja suojelu on kehittynyt paljon viimeisenä kahtena vuosikymmenenä. Vuonna 1983 perustettiin ympäristöministeriö ja yhdeksänkymmentäluvulla uudistettiin niin luonnonsuojelu- kuin metsälaki. Myös metsänhoito-ohjeita on jatkuvasti kehitetty ympäristöystävällisempään suuntaan (Alanen ym. 1999). Suomi sijoittuukin erilaisissa ympäristöön liittyvissä kestävä kehityksen indekseissä kärkimaihin (esim. Esty ym. 2005).

Tästä huolimatta Suomen metsäsektori ei ole välttynyt arvosteluilta. Ympäristöjärjestöjen esittämä kansainvälinen kritiikki Suomen metsätaloutta kohtaan johti Suomen metsäsektorin imagokriisiin 1980–90-luvuilla. Keskieurooppalaisten puutuotteiden ostajien painostuksella sekä maa- ja metsätalousministeriön myötävaikutuksella Suomeen luotiin metsäsertifiointijärjestelmä, jonka avulla on pyritty vakuuttamaan puumarkkinat suomalaisen metsänhoidon kestävydestä (Owari ym. 2005, Viitala 2003, Mäntyranta 2002). Ulkomaisten asiakkaiden vaatimuksilla on painoarvoa suomalaisessa metsänhoidossa, sillä laajentuneen Euroopan Unionin alueelle suuntautuu 69 % Suomen metsätuotteiden viennistä, ja yksinään Saksaan ja Britanniaan menee noin kolmasosa viennistä (Metsätilastollinen vuosikirja 2004). Sertifioinnissa Suomessa ovatkin hyvin aktiivisesti olleet mukana metsäteollisuus ja metsäalan etujärjestöt, mutta myös ympäristöjärjestöt.

Suomen metsien sertifiointijärjestelmä (SMS) saatiin valmiiksi 90-luvun lopulla. Järjestelmän nykyinen nimi, Finnish Forest Certification System (FFCS), lanseerattiin virallisesti sertifiointikriteerien tarkistuksen yhteydessä vuonna 2005. Alkuperäisessä 90-luvun metsäsertifioinninkehitystyöryhmässä oli edustajia kaikista sidosryhmistä, mutta ympäristöjärjestöt ovat sittemmin irtisanoutuneet työryhmän aikaansaamasta standardista ja kriteeristöä (Viitala 2003). Tämä on osaltaan luonut tarpeen todistella järjestelmän kestävyyttä ja toimivuutta, ja järjestelmään liittyen onkin tehty paljon tutkimusta (mm. UPM-Kymmene 2005, Savcor Indufor 2005, Kotiharju 2004). Tutkimuksen kohteet eivät kuitenkaan ole tasaisesti jakautuneet järjestelmän kolmen ulottuvuuden, ekologisen, taloudellisen ja sosiaalisen, välille.

Metsäsertifioinnin taloudellista ulottuvuutta on tutkittu eniten. Tärkeimpinä taloudellisina hyötyinä pidetään sen mahdollistamaa markkinoille pääsyä sekä mahdollisuutta markkinaosuuden kasvattamiseen ja säilyttämiseen (Cashore ym. 2005, Eba'a Atyl & Simula 2002). Metsäyhtiöt eivät ole onnistuneet saamaan sertifioidusta puusta parempaa hintaa tavalliseen puuhun verrattuna (Owari ym. 2005, Kraxner & Rametsteiner 2005, Eba'a Atyl & Simula 2002), mutta se on parantanut asiakastytyväisyyttä sekä vanhojen asiakassuhteiden kestävyyttä (Owari ym. 2005). Metsäsertifiointi on siis taloudellisessa mielessä pitkälti imagokysymys (Klingberg 2003).

Metsäsertifioinnin sosiaalisia tai ekologisia hyötyjä ei ole arvioitu. Sosiaaliseen ulottuvuuteen liittyen on tehty muutamia tutkimuksia (mm. Hyvämäki 2005, Kempe 1999, Lindström 1997), mutta ekologiin vaikutuksiin liittyen tutkimuksia ei ole tehty. Ekologisen kestävyuden vaikuttaessa merkittävästi metsäsertifioinnin imagoon ja sitä kautta sen tuomiin kokonaisyhteyksiin, on metsäsertifioinnin ekologisten vaikutusten tutkimus perusteltua. Koska markkinaperusteisena järjestelmänä metsäsertifioinnilta voidaan odottaa myös ekologisesta

näkökulmasta vastinetta rahoille, on ekotehokkuus sopiva metsäsertifiointin ekologisen kestävyuden mittari.

1.2 Metsäsertifiointi

Metsäsertifiointilla yleisesti tarkoitetaan menettelyä, jossa riippumaton kolmas osapuoli tarkastaa, vastaako metsien hoito ja käyttö edeltäkäsien asetettuja ekologisia, ekonomisia ja sosiaalisia standardeja (Maa- ja metsätalousministeriö 1997). Metsäsertifiointia, kuten kaikkea muutakin sertifiointia, voidaan pitää globalisoitumisen¹ yhtenä ilmentymänä. Valtioiden rajojen merkitys on pienentynyt, ja tavaraa kulkee valtiosta toiseen nykyisin jo hyvin vapaasti. Tässä prosessissa loppukuluttaja on etäännytynyt ostamiensa tuotteiden alkuperästä ja tuotantoprosessista. Samalla kuluttajien tietoisuus ympäristöasioista ja sosiaalisista epäkohdista on lisääntynyt (Klingberg 2003).

Markkinoiden voiman kasvaessa yksittäisten valtioiden mahdollisuudet säädellä omassa maassa tapahtuvaa toimintaa ovat heikentyneet. Liiketoiminta on muuttunut globaaliksi kaupankäynniksi ja yksittäisten valtioiden tai yritysten toimien vaikutukset ulottuvat usein rajojen ylitse – jopa kattamaan koko maapallon puhuttaessa esim. kasvihuoneilmästä. Valtioiden yhteistyö lainsäädännön ja vastuiden jakamisessa ei kuitenkaan ole kaikin puolin edennyt samaa tahtia kaupankäynnin globalisoitumisen kanssa (Teitel 2005).

Metsätaloudelle on kansainvälisesti määritelty kestävän metsätalouden kriteerit². Kansainvälisten sopimusten ja lakien ongelmana on kuitenkin niiden sanamuotojen väljyys, usein alhaiset tavoitteet ja sanktioiden puute sopimusten rikkojille (Hollo & Parkkari 1994). Metsäsertifiointi pyrkii lähestymään asiaa globalisaation keinoin markkinoiden kautta; se perustuu ostovoiman merkitykseen ja kansalaisjärjestöjen aktiivisuuteen.

Metsäsertifiointin suurimpina kannustimina on pidetty halua vaikuttaa metsien häviämiseen sekä kuluttajien negatiiviseen kuvaan metsäsektorista (Kraxner & Rametsteiner 2005, Bass ym. 2001). Nykyisin maailmassa on 241 miljoonaa hehtaaria sertifioitua metsää³, tämä on noin 6,2 % maailman koko metsän pinta-alasta. Eri sertifiointijärjestelmiä löytyy useita. Näistä neljä suurinta ovat (Kraxner & Rametsteiner 2005)⁴:

1. Canadian Standards Associations Sustainable Forest Management Standard⁵ (CSA),
2. Programme for the Endorsement of Forest Certification schemes (PEFC),
3. Sustainable Forestry Initiative (SFI) ja
4. Forest Stewardship Council (FSC).

¹ Globalisaatiolle löytyy useampia määritelmiä, Maailman Pankki (2005) määrittelee sen lyhyesti lisääntyvänä talouksien ja yhteiskuntien integraationa. OECD:n (2005) määritelmän mukaan "Globalisation refers above all to a dynamic and multidimensional process of economic integration whereby national resources become more and more internationally mobile while national economies become increasingly interdependent". Tarkempiin määritelmiin liittyy paitsi ekonominen integraatio, myös kognitiivinen ja sosiaalinen integraatio (esim. Väyrynen 1997).

² Myös metsien kestäville hoidolle löytyy useampia määritelmiä. United Nations Conference on Environment and Development (UNCED) tuloksena syntyneessä asiakirjassa hyväksyttiin ns. metsäperiaatteet, joissa kuvataan metsien hoidon ja käytön kestävyuden laajuutta seuraavasti: "Metsävaroja ja metsämaita tulee hoitaa ja käyttää kestävästi nykyisten ja tulevien sukupolvien sosiaalisten, taloudellisten, ekologisten, sivistyksellisten ja henkisten tarpeiden mukaan" (UNCED 1992, suomennos Viitala 2003). Määritelmän ovat tuottaneet myös mm. International Tropical Timber Association ja The Working Group on Criteria and Indicators for the Conservation and Sustainable Management of Temperate and Boreal Forests.

³ Tutkimuksessa ei ole huomioitu ISO 14001 mukaista sertifiointia.

⁴ Tutkimus ei huomioi ISO 14001 järjestelmää.

⁵ CSA sai maaliskuussa 2005 PEFC järjestelmän hyväksynnän (PEFC 2005).

Suurin osa standardeista perustuu olemassa oleville kestävän metsätalouden kriteereille ja indikaattoreille, jotka on määritelty Euroopan maiden kesken Helsingin metsäministerikonferenssissa 1993 ja Euroopan ulkopuolella nk. Montrealin prosessin tuloksena. FSC on tässä poikkeus, sen standardit on erikseen kehitetty FSC sertifiointia varten (Rametsteiner & Simula 2003). Kansainväliset sertifiointijärjestelmät määrittelevät puitteet sertifiointille, mutta tarkemmat kriteerit määritellään maakohtaisesti.

1.3 Suomen metsäsertifiointijärjestelmä

1.3.1 FFCS-järjestelmän kehitys ja standardit

Suomessa tehtiin jo vuonna 1994 esiselvitys metsäsertifiointin edellytyksistä Suomessa. Varsinainen standardityöryhmä saatiin kokoon vuonna 1996. Työryhmässä oli edustajia kaikista sidosryhmistä, mutta ympäristöjärjestöt ovat sittemmin irtisanoutuneet työryhmän aikaansaamasta standardista ja kriteeristöä. Metsäsertifiointi kehitetyllä SMS-kriteeristöllä, nykyiseltä nimeltään Finnish Forest Certification System (FFCS), alkoi vuonna 1999, ja järjestelmä liitettiin PEFC:n alle vuonna 2000 (Viitala 2003). Nykyisin Suomen metsistä on sertifioitu FFCS järjestelmän mukaisesti 22 milj. hehtaaria, eli 95 % Suomen talousmetsistä (FFCS 2005).

FFCS-järjestelmää hallinnoi Suomen Metsäsertifiointi ry (entinen metsäsertifiointin neuvottelukunta). Sertifiointijärjestelmän standardeja ja kriteerejä tarkistetaan noin viiden vuoden välein (Metsäsertifiointin... 2003). Alkujaan järjestelmä sisälsi kahdeksan standardia ja 37 kriteeriä, mutta standardien tarkistustyön tuloksena 2002–2003 kriteerien määrä laski 28:an. Uusi kriteeristö astui voimaan vuoden 2005 maaliskuussa (Työtehoseura 2004, FFCS 2005).

FFCS-järjestelmän standardit ovat (Metsäsertifiointin... 2003):

- | | |
|---------------------|---|
| 1. FFCS 1000:2003 | Metsäsertifiointin sanasto |
| 2. FFCS 1001:2003 | Metsäsertifiointijärjestelmän vaihtoehtoiset toteutustavat |
| 3. FFCS 1002–1:2003 | Ryhmäsertifiointin kriteerit metsäkeskuksen toimialueen tasolla |
| 4. FFCS 1002–2:2003 | Ryhmäsertifiointin kriteerit metsänhoitoyhdistyksen toimialueen tasolla |
| 5. FFCS 1002–3:2003 | Metsänomistajakohtaisen sertifiointin kriteerit |
| 6. FFCS 1003–1:2003 | Puun alkuperäketjun hallinta – varastokirjanpidollinen erillään pito |
| 7. FFCS 1003–2:2003 | Puun alkuperäketjun hallinta – fyysinen erillään pito |
| 8. FFCS 1004:2003 | Auditoijien ja sertifiointielimen pätevyysvaatimukset; sertifiointitoiminta |

Metsäsertifiointin sanasto selittää sertifiointinissa käytettyjä termejä. Standardi 1001:2003 määrittelee sertifiointijärjestelmän vaihtoehtoiset toteutustavat, joita on kolme: ryhmäsertifiointi⁶ 1) metsäkeskuksen tai 2) metsänhoitoyhdistyksen tasolle, tai sertifiointi 3) metsänomistajan tasolla. Vastaavasti 1002 standardit määrittelevät kriteerit eri toteutustavoille. Standardi 1003 liittyy puun alkuperän todentamiseen ja 1004 auditoijien, eli sertifikaattien myöntäjien, pätevyysvaatimuksiin.

⁶ "Ryhmäsertifiointi: metsäsertifiointi, joka kohdistuu useamman kuin yhden metsänomistajan harjoittamaan, metsätalouteen liittyvään toimintaan" (Metsäsertifiointin... 2003).

1.3.2 Sertifiointin toteutustavat

Ryhmäsertifiointissa metsäkeskuksen toimialueella sertifiointin hakijana on alueen metsänhoitoyhdistysten perustama, rekisteröity metsänomistajien liitto. Mukaan voivat metsänhoitoyhdistysten lisäksi liittyä myös vaikka metsätyöntekijöiden järjestöt tai yksittäiset metsänomistajat, jotka eivät ole metsänhoitoyhdistyksen jäseniä. Sertifiointipäätös tulee olla tehty kahden kolmasosan määräenemmistöllä liiton virallisessa kokouksessa. Ryhmäsertifiointiin liittyneet organisaatiot vastaavat jäseniensä tiedottamisesta sertifiointista. Organisaation mukana ryhmäsertifiointiin liittynyt jäsen voi halutessaan kieltäytyä oman metsänsä sertifiointista (Metsäsertifiointin...2003).

Käytännössä vain noin 1 % sertifiointissa mukana olevien metsänhoitoyhdistysten jäsenistä on ilmoittautunut jättäytyvänsä sertifiointin ulkopuolelle. Puolestaan niistä metsänomistajista, jotka eivät ole lain mukaan metsänhoitomaksuvelvollisia eivätkä metsänhoitoyhdistysten jäseniä, vain harva on ilmoittautunut tulevansa mukaan metsäsertifiointiin. Sertifiomaton metsäalue, noin 5 %, koostuukin lähinnä metsänomistajista, jotka eivät kuulu metsänhoitoyhdistykseen (Kotiharju & Niemelä 2004).

Metsänhoitoyhdistyksen toimialueella ryhmäsertifiointi toimii samalla tavalla, mutta pienemmällä alueella. Metsänomistajakohtainen sertifiointi tarkoittaa puolestaan yksittäisen metsänomistajan tai metsänomistajien ryhmän metsien sertifiointia. Käytännössä kaikkien metsäkeskusten alueelle on myönnetty ryhmäsertifikaatti (FFCS 2005); metsänomistajakohtaista tai metsänhoitoyhdistyskohtaista sertifiointia ei ole Suomessa sovellettu (Kotiharju & Niemelä 2004). Näin ollen, kun tässä työssä myöhemmin viitataan metsäsertifiointikriteereihin, tarkoitetaan nimenomaisesti ryhmäsertifiointikriteerejä metsäkeskuksen toimialueen tasolla.

Ryhmäsertifiointi on metsänomistajille kustannustehokkaampi vaihtoehto. Ryhmäsertifiointi mahdollistaa suurtuotannon etujen hyötykäytön – kiinteät kustannukset voidaan jakaa suuremman ryhmän kesken, jolloin kustannukset yhtä metsänomistajaa kohden laskevat. Käytännössä myös auditointinäyttö⁷ metsänomistajaa kohden laskee, koska ryhmäsertifiointissa auditoinnin⁸ otos suhteutettuna metsänomistajien määrään ja metsäpinta-alaan on pienempi kuin metsänomistajakohtaisessa auditoinnissa.

1.3.3 FFCS-kriteeristö

FFCS-kriteeristöön kuuluvat seuraavat kohdat, ekologiset kriteerit on merkitty kursiivilla:

1. *Lakisäätöisiä vaatimuksia noudatetaan*
2. *Alueen suurinta kestävää hakkuumäärää ei ylitetä*
3. *Juurikäävän leviämistä estetään*
4. *Metsänuudistamisessa käytetään Suomen luontaiseen lajistoon kuuluvia puulajeja*
5. *Puunkorjuuvaurioita vältetään harvennushakkuissa*
6. *Metsäsuunnittelulla edistetään metsien kestävää hoitoa ja käyttöä*
7. *Taimikoita hoidetaan*
8. *Yksityismetsien ensiharvennus- ja hankintahakkuiden edistäminen*

⁷ "Auditointinäyttö: todentamiskelpoinen tieto, tallenne tai lausunto tosiasioista" (Metsäsertifiointin... 2003).

⁸ "Auditointi: järjestelmällinen ja riippumaton tutkinta sen määrittämiseksi, ovatko toiminnot ja niihin liittyvät tulokset suunniteltujen järjestelyjen mukaiset, onko nämä järjestelyt toteutettu tehokkaasti ja ovatko ne sopivia tavoitteiden saavuttamiseksi" (Metsäsertifiointin... 2003).

9. *Suojelualueiden ja vahvistettuihin suojeluohjelmiin kuuluvien kohteiden suojeluarvoa ei vaaranneta*
10. *Arvokkaiden elinympäristöjen ominaispiirteet säilytetään*
11. *Uhanalaisten lajien tunnetut elinpaikat turvataan*
12. *Säästöpuustoa jätetään uudistusaloille*
13. *Geenitekniikalla muunneltua metsänviljelyaineistoa ei käytetä*
14. *Metsätiesuunnitelmiin sisältyy ympäristöselvitys*
15. *Paloalueiden lajistoa ja metsien terveyttä edistetään kulotuksella*
16. *Vesistöjen ja pienvesien varteen jätetään kiintoaine- ja ravinnekuormitusta sitova suojakaista*
17. *Suoluontoa säilytetään*
18. *Vesien suojelusta huolehditaan ojituskohteilla*
19. *Pohjavesialueiden laatua ei heikennetä kemiallisilla torjunta-aineilla eikä lannoitteilla*
20. *Kemiallisten torjunta-aineiden käyttöä vältetään metsien hoidossa*
21. *Työntekijöiden osaaminen ja työkyky varmistetaan*
22. *Laadukkaan ja turvallisen työnteon edellytykset varmistetaan*
23. *Työnantajavelvoitteiden noudattaminen*
24. *Metsänomistajien osaamista edistetään*
25. *Vastuullisen jokamiehen oikeudet turvataan*
26. *Lasten ja nuorten metsäosaamista lisätään*
27. *Saamelaiskulttuurin ja saamelaisten kotiseutualueen luontaiselinkeinojen turvaaminen*
28. *Porotalouden ja metsätalouden yhteensovittaminen (Metsäsertifiointin...2003, FFCS 2005)*

Tässä työssä tullaan keskittymään FFCS-kriteeristön ekologisiin kriteereihin, niiden vaikuttavuuteen ja ekotehokkuuteen.

2 Tutkimuksen tarkoitus ja toteutusajatus

2.1 Tutkimuksen tarkoitus

Tämän työn tarkoituksena on kvalitatiivisesti arvioida metsäsertifiointin ekologista tehokkuutta. Työ keskittyy kolmeen asiaan: metsäsertifiointin eroihin lainsäädäntöön ja metsänhoitosuositukseen verrattuna, lainsäädännön ylittävien kriteerien ekologisiin vaikutuksiin sekä metsäsertifiointin kustannuksiin. Tutkimuksen tuloksena syntyy arvio metsäsertifiointin ekotehokkuudesta.

Metsäsertifiointin kantavana ajatuksena on yhdistää kestävä metsätalouden kolme ulottuvuutta, ekologinen, taloudellinen ja sosiaalinen. Näiden kolmen tekijän tasapaino pyritään varmistamaan ottamalla mukaan metsäsertifiointikriteerien laadintaprosessiin kaikkia näitä kolmea etunäkökulmaa edustavia sidosryhmiä ja asiantuntijoita. Ympäristöjärjestöjen irtisanoutuminen Suomen FFCS-sertifiointijärjestelmästä on kuitenkin kyseenalaistanut järjestelmän ekologisen kestävyuden näkökulman (Viitala 2003). FFCS-metsäsertifiointin taloudellisista vaikutuksista ja sosiaalisista vaikutuksista on tehty jo aikaisemmin tutkimusta (mm. Hyvömäki 2004, Nuolivirta 2004, Malmi 2000, Kempe 1999, Lindström 1997), mutta

metsäsertifiointin ekologisia vaikutuksia ei ole systemaattisesti arvioitu, vaikka tutkimustarve on havaittu (Savcor Indufor 2005, Nuolivirta 2004). Metsäsertifiointin ekologisten vaikutusten arviointia voidaankin jo tästä syystä pitää aiheellisena.

Metsäsertifiointi ei toimi Suomessa tyhjiössä. Metsäsertifiointijärjestelmän käytännön toimien toteutuminen perustuu metsäsektorimme jo olemassa olevien rakenteiden, kuten metsäkeskusten ja metsänhoitoyhdistysten, toiminnan varaan. Metsäsertifiointin lisäksi metsien hoitoon ja suojeluun vaikuttavat myös monet muut ohjaukeinat: lainsäädäntö (muun muassa metsälaki, luonnonsuojelulaki), metsänhoidon suositukset (Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio 2006i) sekä vapaaehtoiset metsänsuojelumuodot (esim. Etelä-Suomen metsien monimuotoisuusohjelma METSON luonnonarvokauppa). Metsäsertifiointi siis osaltaan täydentää metsäsektorin muita ohjaukeinoja ja vaikutuskanavia. Metsäsertifiointin vaikutuksia arvioitaessa tuleekin huomioida mitä metsäsertifiointi tuo *lisää* muihin ohjaukeinoihin verrattuna. Metsäsertifiointin ansioksi voidaan lukea vain ne asiat, joihin muut, jo metsäsertifiointia ennen olemassa olleet, ohjaukeinat eivät vaikuta.

Metsäsertifiointin ideologian mukaisesti metsäsertifiointia arvioitaessa olisi hyvä huomioida useampi kestävä metsätalouden ulottuvuus. Tämä auttaa myös suhteellistamaan eri ulottuvuuksiin liittyvien kriteerien vaikuttavuutta. Ekologisen tehokkuuden avulla voidaan yhdistää metsäsertifiointin taloudelliset ja ekologiset näkökulmat. Samalla se antaa konkreettisemmän näkökulman niin metsäsertifiointin ekologisiin kuin taloudellisiin hyötyihin.

Tämän tutkimuksen tarkoituksena on siis:

- 1) verrata FFCS-metsäsertifiointikriteerejä lainsäädäntöön ja metsänhoitosuosituksiin
- 2) selvittää FFCS-metsäsertifiointin mahdolliset ekologiset vaikutukset ja
- 3) suhteuttaa metsäsertifiointin ekologiset vaikutukset sertifiointista syntyviin kustannuksiin.

Tutkimuksen tavoitteena on yllämainittujen tutkimuskysymysten avulla arvioida metsäsertifiointin ekotehokkuutta.

2.2 Tutkimusaiheen rajaus

2.2.1 Metsäsertifiointin ekologisten vaikutusten arviointi monimuotoisuuskäsitteen avulla

Metsäsertifiointin ekologisia vaikutuksia tullaan tarkastelemaan monimuotoisuuskäsitteen avulla. Jatkossa puhuttaessa metsäsertifiointin ekologisista vaikutuksista tarkoitetaan niillä nimenomaan metsäsertifiointin monimuotoisuusvaikutuksia. Luonnon monimuotoisuus jaetaan perinteisesti lajistolliseen, perinnölliseen ja ekologiseen diversiteettiin. Lajistollinen monimuotoisuus määritetään eliölajien määrän ja lajikoostumuksen vaihteluna ajan ja paikan suhteen. Perinnöllinen monimuotoisuus viittaa geneettiseen vaihteluun yksilöiden, populaatioiden ja lajien välillä. Ekologinen monimuotoisuus taas tarkastelee käsitettä laajemmasta näkökulmasta; sen muodostavat ekosysteemien vaihtelu ja eliöiden populaatioiden eroavuudet (Mönkkönen 2004). Tässä työssä monimuotoisuus käsitteellä tarkoitetaan lajiston ja elinympäristöjen monimuotoisuutta.

Metsän monimuotoisuuteen Suomessa vaikuttaa suojelualueiden ja talousmetsien⁹ muodostama elinympäristöjen kokonaisuus (Kuuluvainen ym. 2004). Luonnonsuojelualueet ovat tärkeitä monille vaativille lajeille, jotka eivät pärjää talousmetsissä. Luonnonsuojelualueet kattavat kuitenkin vain noin kymmenyksen Suomen metsäpinta-alasta (Metsätalastollinen vuosikirja 2004). Talousmetsissä elää valtaosa metsälajistostamme ja niiden käsittelyllä on vaikutuksia metsien rakenneominaisuuksiin sekä eliöiden liikkumiseen metsämaisemassa. Lisäksi etenkin luonnonsuojelualueiden lähistöllä sijaitsevat talousmetsät vaikuttavat luonnonsuojelualueiden kykyyn ylläpitää lajistoaan (Kuuluvainen ym. 2004).

Ihmistä ja ihmisen toimia voidaan pitää Suomen luonnon monimuotoisuuden suurimpana uhkana. Etenkin luonnonvarojen käytön tehostuminen, eli metsäteollisuuden toiminnan laajentuminen ja tehokkuus, ja pellonraivauksen vähentyminen ovat vaikuttaneet negatiivisesti luontomme monimuotoisuuteen (Hildén ym. 2005). Metsäsertifiointi vaikuttaa nimenomaan talousmetsien hoitoon ja tätä kautta talousmetsien luonnon monimuotoisuuteen. Koska talousmetsien osuus Suomen metsistä on suuri ja FFCS kattaa reilusti yli 90 % Suomen talousmetsistä (FFCS 2005), on metsäsertifiointilla teoriassa hyvät edellytykset vaikuttaa talousmetsien monimuotoisuuteen.

2.2.2 Ekotehokkuuden määritelmä

Ekotehokkuuden tarkoituksena on luoda linkki kestävän kehityksen ja liiketoiminnan välille. Ekotehokkuus sanaa käytetään usein hyvin laajasti ja sen merkitys tilanteesta riippuen välillä lähentelee jopa kestävän kehityksen määritelmää (Rissa 2001). Yleensä ekotehokkuudella tarkoitetaan toimintaa, jonka tavoitteena on tuottaa *enemmän* palvelua ja hyvinvointia *vähemmällä* luonnonvarojen kulutuksella (mm. Lehni 1998, Müller & Sturm 2001):

Ekotehokkuus = taloudelliset tuotot / ekologiset haittavaikutukset tai

Ekotehokkuus = ekologinen suoriutumiskyky / taloudellinen suoriutumiskyky

Ekotehokkuus yhdistää ympäristönäkökulmia taloudellisiin tavoitteisiin. Yritysten perustaman The World Business Council for Sustainable Development:n (WBCSD) mukaan ekotehokkuus saavutetaan tarjoamalla kilpailukykyisesti hinnoiteltuja tuotteita ja palveluja siten, että inhimilliset tarpeet tyydytetään ja elämän laatu taataan. Tuotannon ympäristövaikutuksia ja materiaalin kulutusta tulee jatkuvasti pyrkiä vähentämään läpi tuotteen koko elinkaaren; päämääränä on pysyä maapallon kantokyvyn rajoissa (WBCSD 2005).

Tässä tutkimuksessa käytetään OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development) määritelmää ekotehokkuudelle, jonka mukaan ekotehokkuus = hyödyt / panokset. Hyötyjä ovat hyvinvoinnin lisääntyminen, elämänlaadun paraneminen, tuotteesta saatava palvelusuoite ja yritysten tuotto. Panokset muodostuvat käytetyistä luonnonvaroista, kustannuksista ja syntyvistä ympäristövahingoista. Tavoitteena yhtälössä on vähentää voimavarojen kulutusta ja päästöjä tuotantoyksikköä kohden ja samalla tuottaa kustannussäästöjä ja kilpailuetua (OECD 1998).

Samoin kuin ekotehokkuudelle on useita määritelmiä, myös ekotehokkuuden mittaamiseen on useita mittareita. Kenties tunnetuin ekotehokkuusmittari on ns. *ekologinen jalanjälki*, joka kuvaa sitä tuottavaa maa-alaa, joka tarvitaan kulutuksemme ylläpitämiseen ja tuottamamme

⁹ Talousmetsällä tarkoitetaan tässä metsää, joka tuottaa puuta metsäsektorin tarpeisiin.

jätteen sijoittamiseen takaisin luontoon. Käsite huomioi niin energian, veden kuin muidenkin raaka-aineiden tarpeen sekä syntyvät jätteet, kuten roskat ja ilmanpäästöt (WWF 2005).

Toinen ekotehokkuuden mittari on *ekologinen selkäreppu*, joka mittaa lähinnä tuotteiden sekä raaka-aineiden ekotehokkuutta. Ekologinen selkäreppu laskee yhteen valmiin tuotteen tai raaka-aineen aikaansaamiseksi tarvittavan materiaalin painon vähennettynä tuotteen tai vastaavasti raaka-aineen omalla painolla. Kullan selkäreppu on esimerkiksi 540 000, eli jokaista kultagrammaa varten on jouduttu siirtämään 540 000 grammaa luonnonvaroja pois luonnollisilta paikoiltaan (Schmidt-Bleek 2000).

MIPS (Material Input Per Service unit) kertoo tuotteiden ja palvelujen aiheuttamista materiaalivirroista. MIPS:n MI on tuotteen ekologisen selkäreppun ja tuotteen oman painon summa (materiaalipanos). S tarkoittaa tuotteen käyttöikänsä aikana tarjoamien palvelusuoritteiden määrää. MIPS: kaava on $MIPS = \text{materiaalipanos} / \text{palvelusuorite}$. Palvelusuorite voi olla esimerkiksi pesukoneella pesty pyykkikilo. Tällöin MIPS ilmaisee, paljonko luonnonvaroja pesukone kuluttaa yhtä pesemäänsä pyykkikiloa kohden (Schmidt-Bleek 2000).

Muita mittareita ovat mm. SIPS (Surface input per unit service) eli maanpinnan kulutuksen indikaattori pinta-alan käytön palvelusuoritetta kohti (Schmidt-Bleek 2000) ja yleinen tuotannon tehokkuus, eli paljonko kulutetaan energiaa tai paljonko syntyy ilmanpäästöjä yhtä tuotetta tai palvelua kohti. Lisäksi päästöjen kokonaisvaikutuksien arviointiin on kehitelty menetelmiä, kuten DAIA (Decision Analysis Impact Assessment) ja Ekoindikaattori 95 -malli. Vaikutusarvioinnin tavoitteena on elinkaariarvioinnissa tarkasteltavien vaihtoehtojen ekologisen paremmuuden vertailun mahdollistaminen (Dahlbo ym. 2003).

Ekotehokkuutta on mitattu monista eri asioista. Ekotehokkuusarvioinnin kohteena Suomessa on ollut mm. koko Suomi (Hoffrén 1999), eri teollisuuden haarat (mm. Dahlbo ym. 2003), vesi- ja viemärlaitokset (Tenhunen & Lohi 2001) ja liikenne (mm. Hakkarainen ym. 2005, Pusenius ym. 2005). Myös metsäteollisuuden ekotehokkuutta on arvioitu. Metsäteollisuuden ekotehokkuus on lisääntynyt etenkin päästöjen osalta viimeisten vuosikymmenien aikana. Energiankäytön osalta ekotehokkuuden lisääntyminen ei ole yhtä selkeää. Metsäteollisuuden energian kulutus on kasvanut huomattavasti, mutta toisaalta samanaikaisesti hiilidioksidipäästöt ovat laskeneet (Dahlbo ym. 2003). Vaikka ekotehokkuutta on mitattu monista asioista, nimenomaisesti luonnonsuojeluun liittyvien toimien ekotehokkuutta, tai edes kustannustehokkuutta, ei ole aikaisemmin tutkittu laajalti. Tämä johtunee osittain siitä, että perinteiset ekotehokkuuden mittarit (esim. MIPS, SIPS, DAIA) eivät sovellu hyvin tähän tarkoitukseen, eivätkä myös näin ollen metsäsertifioinnin ekotehokkuuden mittaamiseen: tarkoituksena ei ole selvittää itse *sertifiointitapahtuman* ekotehokkuutta vaan verrata sertifioinnin kustannuksia sen tuomiin ekologisiin hyötyihin. Sertifiointiin on sijoitettu ja jatkuvasti sijoitetaan aikaa ja rahaa. Tämä voidaan nähdä vaihtoehtokustannuksena joillekin muille metsätalouden ekologista kestävyttä lisääville toimille – kuinka paljon metsien monimuotoisuus on mahdollisesti hyötynyt tai voi mahdollisesti hyötyä metsäsertifioinnista ja siihen sijoitetusta pääomasta?

Ekotehokkuuden kvantitatiivinen määrittäminen vaatisi ekologisten hyötyjen mitallistamista esimerkiksi vaikutuksena lajirikkauteen. Tällöin kaavan toiselle puolelle saataisiin toiminnan avulla suojeltujen lajien määrä ja toiselle euromääräinen kustannus. Metsäsertifioinnin monimuotoisuusvaikutusten tutkiminen lajimäärinä vaatisi kuitenkin tätä työtä huomattavasti laajemman tutkimuksen, jos se edes olisi mahdollista. Ekotehokkuutta voisi periaatteessa

tarkistella myös perinteisemmän kustannus-hyöty -analyysin avulla, jolloin kaavan molemmille puolille tulisi euromääräinen suure. Metsäsertifiointin kustannukset ovat luonnollisesti euromääräisiä, mutta hyöty metsän monimuotoisuudelle on abstraktimpi käsite. Ekologisten hyötyjen rahallista arvottamista on tutkittu laajalti (mm. Randall 1998, OECD 1995, Bräuer 2003, Pearce & Moran 1994), mutta mitään yleisesti hyväksyttyä kaavaa ekologisten hyötyjen muuttamiseksi euromääräisiksi ei ole olemassa¹⁰. Edellä mainituista syistä *tässä tutkimuksessa pyritään kvalitatiiviseen arvioon metsäsertifiointin ekotehokkuudesta.*

3 Aineisto ja menetelmät

3.1 Tutkimusaineisto ja aineiston hankinta

Arvio metsäsertifiointin ekotehokkuudesta perustuu jo olemassa olevasta tutkimusaineistosta muodostettavaan synteisiin sekä haastatteluihin. Synteessin muodostuksessa pyritään huomioimaan mahdollisimman laajasti boreaalista metsävyöhykettä ja metsäsertifiointia koskeva olemassa oleva tutkimus. Metsäsertifiointin toteutuminen ei kuitenkaan tapahdu paperilla vaan se vaatii konkreettisia toimia talousmetsissä. Jotta tutkimukseen saataisiin mukaan käytännön näkökulmaa, osana tutkimusta suoritetaan teemahaastatteluja metsäsertifiointin kanssa tekemisissä olevien tahojen kanssa.

3.1.1 Tarkasteltavien kriteerien valinnan perusteet

Metsäsertifiointin ekotehokkuuden arvioimiseksi tarvitaan tietoa metsäsertifiointin vaikutuksista talousmetsien monimuotoisuudelle. FFCS-metsäsertifiointijärjestelmään kuuluu 27 kriteeriä, joista ekologisina voidaan pitää 17. Osalla niin sanotuista ekologisista kriteereistä on myös taloudellisia ja/tai sosiaalisia vaikutuksia. Kaikkien kriteerien vaikutus ei kuitenkaan ole metsän monimuotoisuuden näkökulmasta merkittävä: osa kriteereistä ei muuta nykyisiä metsänhoidonkäytäntöjä tai tuo niihin mitään uutta, vaan paremminkin vain todentaa jo olemassa olevaa. Tästä syystä kaikkien ekologisten kriteerien lähempi tarkastelu ei ole tarpeen.

Lähempään tarkasteluun valitaan kriteerit seuraavin perustein:

1. *Ylittääkö kriteeri selkeästi lain asettaman tason?*
Suomen lainsäädäntö määrää metsänhoidon perustason. Metsäsertifiointi ja metsänhoitosuositukset tuovat tämän lisäksi metsänhoitoon oman lisänsä. Mikäli kriteerin taso ei ylitä lakitasoa, ei se olennaisesti vaikuta metsäluonnon monimuotoisuuden määrään.
2. *Tuoko kriteeri jotain olennaisesti uutta metsänhoitoon?*
Mikäli kriteeri vain todentaa jo olemassa olevan metsänhoidon tason nostamatta rimaa, ei sen vaikutus monimuotoisuuteen voi olla merkittävä. Kysymykseen voidaan hakea vastausta tutkimalla mm. erilaisia metsänhoidon tilastoja.

¹⁰ Biodiversiteetillä on sekä kaupallista että ei kaupallista arvoa. Kaupallinen arvo tai ns. käyttöarvo muodostuu mm. lajien ja niiden perimäaineksen hyödyntämisen kautta (lääkeaineet, luonnontuotteet, riista jne.). Ei-kaupallisiin arvoihin liittyy eettinen komponentti, jota ei usein huomioida kustannus-hyötyanalyyseissä. Pääosin biodiversiteetti on julkishyödyke – tämä tarkoittaa käytännössä sitä, että kaikki hyötyvät biodiversiteetistä yhtä paljon eikä ketään voida sulkea pois saamasta siitä hyötyä (Naskali 1995). Biodiversiteettiä ei voida myydä tai ostaa ja näin ollen sillä ei ole suoraa markkinahintaa.

3. *Onko kriteeri erittäin merkittävä uhanalaisten lajien kannalta?*

Uhanalaiset lajit ovat niitä lajeja, joilla on suurin todennäköisyys kadota luonnostamme ja näin vähentää luontomme monimuotoisuutta. Mikäli kriteeri parantaa olennaisesti uhanalaisten lajien *nykyisiä elinoloja*, se huomioidaan valinnassa.

4. *Mitataanko kriteeriä jollain suureella, joka on mitattu luonnosta?*

Monet kriteerit kiinnittävät huomiota tärkeisiin asioihin, mutta niiden indikaattori tai sovellusmuoto saattaa vähentää niiden vaikuttavuutta. Joidenkin kriteerien indikaattorina toimii maininta asiasta jossain asiakirjassa, joka ei pohjaudu minkäänlaiseen maastotutkintaan. Tällainen indikaattori ei voi taata, että kriteeri oikeasti toteutuu.

Metsäsertifioinnin vaikuttavuuden kannalta olisi tärkeää, että kriteerit ylittävät nykyisen lakitason ja tuovat jotain uutta metsänhoidon käytäntöihin. Kriteerejä verrataan myös metsänhoitosuositukseen, mutta koska suositusten noudattaminen on vapaaehtoista, lakitaso asetetaan tässä työssä niin sanotuksi nollatasoksi.

3.1.2 Teemahaastattelut

Haastattelujen tärkein tavoite oli tuoda tutkimukseen mukaan käytännön näkemystä metsäsertifioinnin ekologisista vaikutuksista: miten kriteerit ovat soveltuneet käytäntöön ja miten kriteerit ovat toteutuneet talousmetsien hoidossa. Tutkimushaastattelun lajit voidaan jakaa lomakehaastatteluihin, teemahaastatteluihin ja strukturoimattomiin haastatteluihin sen mukaan kuinka suuri vastaamisen vapaus haastateltavalla on. Lomakehaastattelu perustuu valmiiseen kysymyslistaan ja usein valmiisiin vastausvaihtoehtoihin. Strukturoimattomassa haastattelussa taas käytetään avoimia kysymyksiä, joiden vastausten varaan haastattelija rakentaa haastattelun jatkoon. Teemahaastattelussa yksityiskohtaisten kysymysten sijaan haastattelu etenee tiettyjen keskeisten teemojen varassa (Hirsjärvi & Hurme 2000). Tämän tutkimuksen haastattelulajiksi valittiin teemahaastattelu, jonka avulla arvioitiin tulevan eniten esiin uusia näkökulmia ja käytännön tietoa metsäsertifioinnista. Haastateltavia ei haluttu sitoa valmiisiin vastausvaihtoehtoihin, koska avoimien, keskusteluun johdattelevien kysymysten avulla katsottiin saatavan enemmän tietoa. Toisaalta pyrittiin eri näkökulmia samoista teemoista, kaikilta haastateltavilta. Näin ollen tutkimuksen tarkoitukseen teemahaastattelu oli sopivin tutkimushaastattelun laji.

Haastattelujen teemat valittiin metsäsertifiointiin ja kriteereihin liittyvän alustavan tutkimuksen perusteella sekä Suomen biodiversiteettiohjelman arviointi -raporttia (Hildén ym. 2005) apuna käyttäen. Hildénin ym. (2005) raportin mukaan monimuotoisuuden turvaamisen kannalta tärkeimpiä toimenpiteitä ovat ne, jotka ovat 1) toteutuneet laajoilla alueilla samansuuntaisesti, 2) luoneet tietoperustan toiminnan muuttamiselle, 3) luoneet monimuotoisuuden turvaamiselle myönteisen asenneilmapiirin ja 4) kohdentuneet monimuotoisuuden kannalta tärkeisiin elinympäristöihin. Tämän tutkimuksen haastattelut liittyvät kohtiin kaksi, kolme ja neljä:

- miten kriteerit ovat toimineet käytännössä ja missä määrin ne ovat muuttaneet käytännön toimia metsässä (tietoperusta)
- mitä hyviä ja mitä huonoja puolia metsäsertifioinnissa on ja miten metsäsertifiointia voisi kehittää jatkossa (asenne)
- onko kriteerien koettu tuovan olennaisesti uutta metsänhoitoon ja koetaanko ne riittäviksi talousmetsien monimuotoisuuden turvaamiseksi (kohdentuminen)

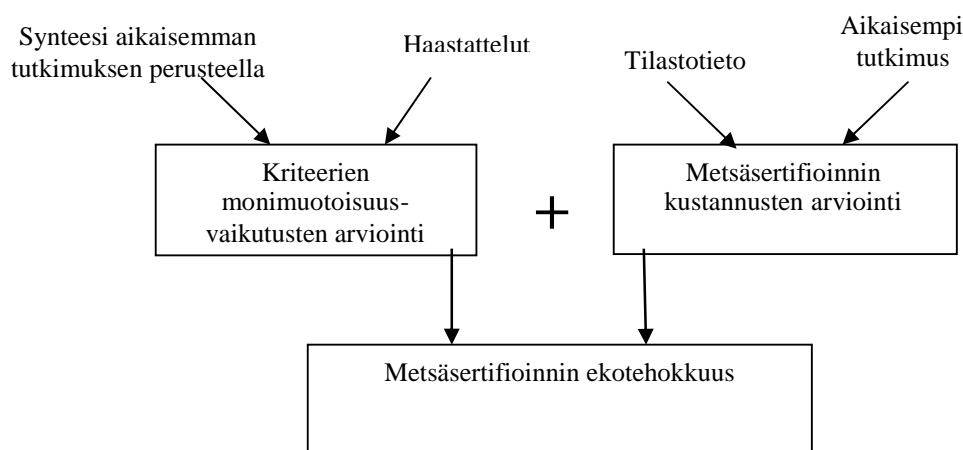
Haastatteluja suoritettiin yhteensä yhdeksän. Haastateltavia valittaessa pyrittiin mukaan saamaan edustajia kaikista tärkeimmistä metsäsertifiointikriteerejä toteuttavista sidosryhmistä. Haastateltavina oli:

- kolme metsäkeskusten edustajaa
- kaksi metsänhoitoyhdistyksen edustajaa
- yksi metsäteollisuuden edustaja
- kaksi metsäsertifiointiyhtiön edustajaa
- yksi metsäsertifioinnin ja metsänhoidon asiantuntija

Haastattelut rakentuivat kolmen teeman ympärille: metsäsertifioinnin vaikuttavuus, metsäsertifioinnin ekologiset vaikutukset ja metsäsertifioinnin hyvät / huonot puolet (Haastattelurunko liite 1). Haastattelut suoritettiin joulukuun 2005 ja helmikuun 2006 välisenä aikana.

3.2 Tutkimusmenetelmä

Tutkimus etenee seuraavan kaavion (kuva 1) mukaisesti:



Kuva 1. Kuva havainnollistaa tutkimuksen kulkua. Metsäsertifioinnin ekotehokkuuden määrittämiseksi tulee ensin arvioida metsäsertifiointikriteerien ekologiset vaikutukset ja kustannukset. Kriteerien ekologisia vaikutuksia arvioidaan muodostamalla synteesi jo olemassa olevan tutkimuksen perusteella sekä haastatteleamalla metsäsertifioinnin kanssa tekemisissä olevia tahoja. Metsäsertifioinnin kustannusarvio pohjautuu jo olemassa olevaan tutkimukseen sekä tilastotietoon.

Metsäsertifioinnin ekotehokkuuden määrittelemiseksi tulee ensin arvioida metsäsertifioinnin kustannukset ja sen ekologiset vaikutukset eli monimuotoisuusvaikutukset. Metsäsertifioinnin ekologisten vaikutusten arviointi etenee seuraavasti:

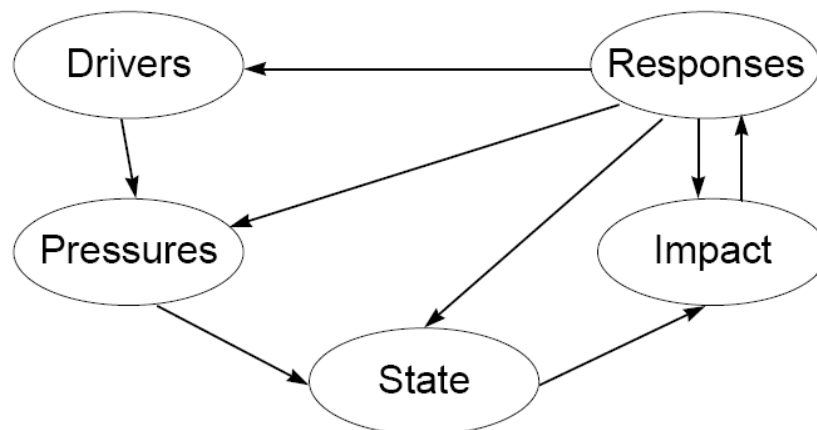
- valitaan tarkemman tarkastelun kohteeksi tärkeimmät ekologiset kriteerit
- arvioidaan kriteerien ekologisia vaikutuksia muodostamalla synteesi jo olemassa olevan tutkimuksen perusteella.
- arvioidaan metsäsertifioinnin käytännön vaikutuksia metsänhoitoon teemahaastattelujen perusteella

Metsäsertifiointin kustannusarvio perustuu myös jo olemassa olevalle tutkimukselle. Jotta kustannuksista saadaan konkreettisempi kuva, verrataan niitä muiden metsänhoidon ja -suojelun ohjauskeinojen kustannuksiin. Ekologisia vaikutuksia ja kustannusvaikutuksia vertailemalla saadaan arvio metsäsertifiointin ekotehokkuudesta.

3.2.1 Kriteerien monimuotoisuusvaikutusten arvioinnin perusteet

Tarkoituksena on arvioida miten ja missä määrin valitut kriteerit ja niiden vaikutukset metsänhoidon toimenpiteisiin mahdollisesti lisäävät metsäluonnon monimuotoisuutta. Arvioinnissa sovelletaan Suomen biodiversiteettiohjelman arviointiraportin (Hildén ym. 2005) menetelmiä. Arvioinnin perustana toimii DPSIR-kehikko (Smeets & Weterings 1999) sekä kolme raportin arviointikriteereistä johdettua kysymystä.

DPSIR-kehikko on kehitetty auttamaan poliittisia päättäjiä tulkitsemaan erilaisia ympäristöindikaattoreita, joiden tavoitteena on antaa informaatiota ympäristöongelmista, tukea poliittista päätöksentekoa ja monitoroida poliittisten päätösten vaikutuksia. Yhtenä esimerkkinä tällaisesta indikaattorista on ekotehokkuus. Tarkoituksena on saada yhtä indikaattoria laajempi näkökulma ympäristöasioihin ja niihin vaikuttaviin tekijöihin. Kehikkoa sovelletaan European Environmental Agency:n (EEA) raporteissa ja siitä on toivottu saatavan yhteinen työkalu ympäristöindikaattoreihin liittyvään raportointiin. Sana DPSIR tulee sanoista: drivers, pressures, state, impact ja response (Smeets & Weterings 1999). Hildén ym. (2005) on suomentanut nämä kohdat seuraavasti: taustalla olevat voimat, paineet, tila, vaikutus ja toimenpiteet. Kuten kuvasta kaksi näkyy, näitä viittä tekijää sitoo yhteen syy-seuraussuhde. Taustalla olevana voimana toimivat luonnonvarojen hyödyntämisen yhteiskunnalliset syyt, jotka aiheuttavat paineita luonnonvarojen käyttöön. Nämä paineet muuttavat biodiversiteetin eri komponenttien tilaa, millä on moninaisia biodiversiteettivaikutuksia. Tilannetta pyritään korjaamaan erilaisilla toimenpiteillä. Tätä lähestymistapaa sovelletaan tässä työssä jatkossa kuhunkin tarkastelun alla olevaan metsäsertifiointikriteeriin.



Kuva 2. DPSIR-kehikko ja sen vuorovaikutussuhteet. DPSIR-kehikon tarkoituksena on saada laajempi näkökulma ympäristövaikutusten indikaattoreihin, niiden merkitykseen ja sovellettavuuteen. DPSIR-kehikko sisältää viisi tekijää: drivers (taustalla olevat voimat), pressures (paineet), state (tila), impact (vaikutus), response (toimenpiteet). Taustalla olevana voimana toimivat luonnonvarojen hyödyntämisen yhteiskunnalliset syyt, jotka aiheuttavat paineita luonnonvarojen käyttöön. Nämä paineet muuttavat biodiversiteetin eri komponenttien tilaa, millä on moninaisia biodiversiteettivaikutuksia. Tilannetta pyritään korjaamaan erilaisilla toimenpiteillä (Smeets & Weterings 1999).

Kehikon viimeinen tekijä, toimenpiteet, liittyvät tässä yhteydessä metsäsertifiointiin: toimenpiteinä ovat metsäsertifiointikriteeri ja sen toteuttaminen. Kehikon kaksi ensimmäistä tekijää, taustalla olevat voimat ja paineet luonnonvarojen käyttöön, ovat myös jokaisen kriteerin kohdalla samat. Taustalla olevana voimana toimii metsätalouden merkitys Suomen kansantaloudelle. Vaikka Suomen kansantalouden riippuvuus metsätaloudesta on vähentynyt, on sen merkitys yhä suuri. Metsäklusterin ulkomaanmyynti tuo Suomeen tuloja, jotka osaltaan tukevat Suomen yhteiskunnan rakenteita. Metsäteollisuuden osuus Suomen BKT:stä on 4 % ja metsätuotteiden osuus vientitaseesta on 24 %. Tämän lisäksi metsätalous on tärkeä työllistäjä maaseudulla, jossa muuten on nykyisin yhä vähemmän työpaikkoja. Metsätalous työllistää yhteensä 89 000 henkeä eli 3,8 % Suomen työvoimasta (Metsätilastollinen vuosikirja 2004). Edellä mainitut yhteiskunnalliset syyt aiheuttava paineita metsäluonnonvarojen käyttöön ja Suomen metsistä onkin 90 % metsätalouden käytössä. Metsien hoidolla pyritään parantamaan metsien taloudellista tuottavuutta, mutta vaikka viimeisen 30 vuoden aikana puuston vuotuinen kasvu on parantunut selvästi, metsien sijoitustuotto ei ole juuri noussut (Metsätilastollinen vuosikirja 2004). Metsätalouden merkittävimmät vaikutukset metsäluontoon aiheutuvat pääte- ja harvennushakkuista sekä puutavaran korjuusta, metsäojituksesta, maanmuokkauksesta, kulotuksesta ja lannoituksesta (Suomen Metsäyhdistys ry 2005).

DPSIR-kehikon lisäksi arvioinnissa hyödynnetään Hildén ym. (2005) raportissaan käyttämiä biodiversiteettiohjelman onnistuneisuuden arvioinnin kriteerejä: relevanssi, vaikutus, kustannusvaikuttavuus, hyväksyttävyyys, läpinäkyvyys ja osallistumismahdollisuudet, oikeudenmukaisuus, joustavuus, ennakoitavuus, pysyvyys ja kannustavuus. Koska nyt tavoitteena on tarkastella metsäsertifiointia nimenomaisesti ekologiseen kestävytyteen liittyvän monimuotoisuuden näkökulmasta, sen sijaan että arvioitaisiin metsäsertifiointi kaikkia kolmea ulottuvuutta (ekologinen, taloudellinen ja sosiaalinen), Hildén ym. (2005) kriteereistä käyttökelpoisimpia ovat relevanssi ja vaikuttavuus, joista muodostetaan kysymykset:

1. Mitä merkitystä kriteerin metsänhoidollisilla toimenpiteillä on metsän monimuotoisuuden näkökulmasta?
2. Parantaako kriteeri uhanalaisten elinlajien selviämismahdollisuuksia?
3. Muuttaako kriteeri olennaisesti nykyisiä metsänhoidon käytäntöjä?

Näiden kysymysten avulla pohditaan, riittävätkö metsäsertifioinnin toimenpiteet muuttamaan DPSIR-kehikon mukaisesti taustalla olevia voimia, painetta, tilaa ja vaikutusta.

3.2.2 Haastattelujen analysointi

Haastatteluja tehtäessä pyrittiin kiinnittämään huomiota Hirsjärven ja Hurmeen (1980) esiin tuomiin haastattelujen validiteetin vaikuttaviin seikkoihin: haastateltavien valinta, käsitevalidius, sisältövalidius, ja siirtämistarkkuus. Haastateltavien valinnassa pyrittiin mahdollisimman monipuoliseen otokseen. Metsäsertifioinnissa on mukana useampia sidosryhmiä, joiden näkökulmat sertifiointiin eroavat toisistaan jossain määrin. Otokseen pyrittiin saamaan mukaan edustajia useista sidosryhmistä. Käsitevalidius tarkoittaa olennaisten piirteiden löytämistä tutkittavasta ilmiöstä. Käsitevalidiutta voidaan parantaa perehtymällä etukäteen haastateltavaan ryhmään, sen käyttämiin käsitteisiin ja kieleen. Käsitevalidius ei varsinaisesti tässä tutkimuksessa ollut ongelma, sillä sekä haastateltavat että haastattelija olivat hyvin perehtyneitä metsäsertifioinnin käsitteisiin ja siihen liittyvään kieleen. Sisältövalidiuden, eli teemahaastattelun kysymysten ja tutkimusongelman vastaavuuden, varmistamiseksi haastattelupohja käytiin läpi useamman kokeneen haastattelututkijan kanssa

Metsäntutkimuslaitoksella. Sisältövalidiutta pyritään myös parantamaan muodostamalla riittävä määrä kysymyksiä ja esittämällä niille tarkentavia lisäkysymyksiä.

Kaikki yhdeksän haastattelua äänitettiin ja litteroitiin. Litteroinnin jälkeen haastattelut siirrettiin Atlas-ohjelmaan, jonka avulla haastattelumateriaali luokiteltiin ja teemoiteltiin. Luokittelun avulla haastatteluista poimittiin yhtenäiseksi kokonaisuudeksi samoihin asioihin liittyvät kommentit ja puheenvuorot. Teemoittelua käyttäen tarkasteltiin sellaisia aineistosta nousevia piirteitä, jotka ovat yhteisiä usealle haastateltavalle. Teemoitteluvaiheessa myös yhdistettiin tarvittaessa useampia luokkia (Hirsjärvi & Hurme 2000). Teemoittelussa nousevat esiin usein etenkin kysymysten ympärille muodostuvat teemat ja haastatteluista pyrittiinkin ensisijaisesti ottamaan esiin tarkasteltuihin kriteereihin liittyvä materiaali sekä kommentit koskien järjestelmän toimivuutta, etuja ja haittoja, ekologisia vaikutuksia ja tulevaisuutta.

3.2.3 Kustannusten arviointi

Metsäsertifiointin kustannuksia on arvioitu jo aikaisemmin ja työssä sovelletaan tässä kohdin jo olemassa olevia tutkimuksia sekä tilastollista tietomateriaalia. Jotta kustannuksiin kuitenkin saataisiin konkreettisempi näkökulma, niitä verrataan METSO-ohjelman luonnonarvokaupan sekä luonnonsuojelualueiden hankintojen kustannuksiin.

3.2.4 Metsäsertifiointin ekotehokkuuden arvioiminen

OECD:n määritelmän mukaisesti ekotehokkuus nähdään hyödyn ja panosten suhteena (OECD 1998). Perinteisesti hyöty tarkoittaa tuotosta eli hyödykkeiden arvoa ja panos kaikkia toiminnasta aiheutuvaa ympäristöarastetta (Dahlbo ym. 2003). Metsäsertifiointin ekotehokkuuden mittaamiseksi hyöty kuitenkin määritellään tässä vaikutuksena metsän monimuotoisuuteen ja panos metsäsertifiointiin sijoitettuna rahamääränä. Kaava siis käytännössä käännetään ympäri – "hyöty" on ympäristön sertifiointista saama hyöty, "panoksena" taloudelliset kustannukset.

Metsäsertifiointin ekotehokkuus = hyöty metsän monimuotoisuudelle / kustannukset

Koska kaavan kaksi eri suuretta, ekologiset hyödyt ja panokset, eivät ole yhteismitallisia, tutkimuksen tavoitteena on kvalitatiivinen arvio metsäsertifiointin ekotehokkuudesta. Ekotehokkuuden arvioimiseksi pyritään vastaamaan kahteen kysymykseen. Ensinnäkin DPSIR-kehikon pohjalta voidaan arvioida, pienentääkö metsäsertifiointi paineita tehokkaaseen metsänhoitoon, joka vähentää metsän monimuotoisuutta. DPSIR-kehikon näkökulmasta metsäsertifiointin ekotehokkuus tarkoittaa edullisempaa taustalla olevien voimien ja paineiden suhdetta (Smeets & Weterings 1999). Toiminnan ollessa ekotehokasta, paineet metsän diversiteettiä vähentävään metsänhoitoon siis pienenevät, vaikka taustalla oleva voima ei muuttuisi (eli metsäluonnonvaran merkitys Suomen kansantaloudelle ei pieneneisi), jolloin metsän monimuotoisuustilanne paranee. Toiseksi OECD:n ekotehokkuus määritelmän pohjalta voidaan arvioida, onko metsäsertifiointin ekologisten hyötyjen ja kustannusten suhde edullinen. Metsäsertifiointilla on tietyt ekologiset vaikutukset ja kustannukset, ja vaikka nämä kaksi suuretta eivät ole yhteismitallisia, voidaan niitä pohtia suhteessa toisiinsa.

4 Tulokset

4.1 Metsäsertifioinnin ekologiset vaikutukset

4.1.1 Metsäsertifiointi kriteerien vertaus lainsäädäntöön ja metsänhoidon suosituksiin sekä tarkasteltavien kriteerien valinta

Koska kaikki metsäsertifioinnin ekologiset kriteerit eivät ole yhtä vaikuttavia, valitaan niistä vain tärkeimmät tarkemman tarkastelun kohteeksi. Tärkein valinnan peruste liittyy siihen, missä määrin kriteerit ylittävät jo olemassa olevan lainsäädännön ja metsänhoidon suositukset. Taulukkoon liitteeseen n:o 2 on kerätty olennaisimmat tiedot FFCS standardista (Metsäsertifioinnin... 2003) sekä vastaavat tiedot lainsäädännöstä (Niskala 2003) ja metsänhoidon suosituksista (Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio 2006i). Kuten taulukosta näkee, metsänhoitosuositukset asettavat metsäsertifiointiin verrattuna samantasoisia tai korkeampia vaatimuksia metsän hoidolle. Muutamasta asiasta, kuten geeniteknikan käytöstä tai Suomen luontaiseen lajistoon kuuluvien lajien käytöstä metsänuudistuksessa, suosituksissa tosin ei mainita mitään. Toisaalta nämä seikat eivät ole ainakaan tällä hetkellä Suomessa olennaisimpia asioita metsän monimuotoisuuden suojelemisen kannalta. Selkeästi yli lakitason meneviä kriteereitä ovat kriteerit:

- Kriteeri 10: Arvokkaiden elinympäristöjen ominaispiirteet säilytetään
- Kriteeri 11: Uhanalaisten lajien tunnetut elinpaikat turvataan
- Kriteeri 12: Säästöpuustoa jätetään uudistusaloille
- Kriteeri 15: Paloalueiden lajistoa ja metsien terveyttä edistetään kulotuksella
- Kriteeri 16: Vesistöjen ja pienvesien varteen jätetään kiintoaine- ja ravinnekuormitusta sitova suojakaista
- Kriteeri 20: Kemiallisten torjunta-aineiden käyttöä vältetään metsien hoidossa

Monia metsäsertifiointikriteerien säätelemiä asioita ohjataan lainsäädännössä rahoituksellisin keinoin sen sijaan, että niihin liittyisi selkeä säädös tai lakipykälä. Rahoituksellisella ohjauksella on kuitenkin selkeä vaikutus, koska rahoitusmäärät ovat merkittäviä. Moni kriteereistä myös ylittää jossain määrin lakitason (esim. kriteeri 13, geeniteknikalla muunnetulta metsänviljelyaineistoa ei käytetä), mutta lakitason ylitystä ei voida pitää ainakaan nykyisten metsänhoidon käytäntöjen mukaisessa tilanteessa merkittävänä.

Lähempään tarkasteluun valittujen kriteerien valinnassa on käytetty lakitason ylittämisen lisäksi myös muita perusteita. Kriteerit on valittu seuraavan taulukon (taulukko 1) perusteella. Taulukko vastaa jokaisen ekologisen kriteerin kohdalla kysymyksiin:

1. Ylittääkö kriteeri selkeästi lain asettaman tason?
2. Tuoko kriteeri jotain olennaisesti uutta metsänhoitoon?
3. Onko kriteeri erittäin merkittävä uhanalaisten lajien kannalta?
4. Mitataanko kriteeriä jollain suureella, joka on mitattu luonnosta?

Mikäli vastaus kysymykseen on kyllä, saa kriteeri yhden pisteen. Kriteereitä jotka saavat kolme pistettä tai enemmän lähdetään tarkastelemaan tarkemmin. Liitteestä n:o 3 löytyy tarkempi selitys kriteerien arvioinnista.

Taulukko 1. Taulukko summaa tarkempaan tarkasteluun valittujen kriteerien valintaperusteet. Kriteerit jotka saavat vähintään 3 pistettä otetaan lähempään tarkasteluun.

n:o	Kriteeri	Ylittää selkeästi lakitason	Tuo uutta metsänhoitoon	Erittäin tärkeä uhanalaisille lajeille	Indikaattorina jokin luonnosta mitattu suure	Yht.
2	Alueen suurinta kestävä hakuu määrää ei ylitetä				1	1
4	Metsänuudistamisessa käytetään Suomen luontaiseen lajistoon kuuluvia puulajeja					0
6	Metsäsuunnittelulla edistetään metsien kestävä hoitoa ja käyttöä			1		1
9	Suojelualueiden ja vahvistettuihin suojeluohjelmiin kuuluvien kohteiden suojeluarvoa ei vaaranneta			1		1
10	Arvokkaiden elinympäristöjen ominaispiirteet säilytetään	1	1	1	1	4
11	Uhanalaisten lajien tunnetut elinpaikat turvataan			1	1	2
12	Säästöpuustoa jätetään uudistusaloille	1	1	1	1 ¹¹	4
13	Geenitekniikalla muunneltua metsänviljelyaineistoa ei käytetä					0
14	Metsätiesuunnitelmiin sisälty ympäristöselvitys		1			1
15	Paloalueiden lajistoa ja metsien terveyttä edistetään kulotuksella	1		1	1	3
16	Vesistöjen ja pienvesien varteen jätetään kiintoaine- ja ravinnekuormitusta sitova suojakaista	1	1		1	3
17	Suoluontoa säilytetään				Ei määritelty indikaattoria	0
18	Vesien suojelusta huolehditaan ojituskohteilla					0
19	Pohjavesialueiden laatua ei heikennetä kemiallisilla torjunta-aineilla eikä lannoitteilla					0
20	Kemiallisten torjunta-aineiden käyttöä vältetään metsien hoidossa	1				1

Arvion perusteella lähdetään tarkastelemaan lähemmin kriteerejä:

- Kriteeri 10: Arvokkaiden elinympäristöjen ominaispiirteet säilytetään

¹¹ Säästöpuukriteerille ei ole alkuperäisessä kriteeristödokumentissa (Metsäsertifioinnin... 2003) mainittu indikaattoria, mutta haastattelujen yhteydessä kävi ilmi, että kriteeriä tarkastellaan Metsänkehittämiskeskus Tapion talousmetsien luonnonhoidon laadun arvioinnin avulla. Luonnonhoidon laadun arviointi tehdään puolestaan nimenomaan maastoarviointien perusteella.

- Kriteeri 12: Säästöpuuta jätetään uudistusaloille
- Kriteeri 15: Paloalueiden lajistoa ja metsän terveyttä edistetään kulotuksella ja
- Kriteeri 16: Vesistöjen ja pienvesien varteen jätetään kiintoaine- ja ravinnekuormitusta sitova suojakaista.

4.1.2 Kriteeri 10: arvokkaiden elinympäristöjen ominaispiirteet säilytetään

Kriteeri 10 määrittelee kohdassa 10c metsälain ja luonnonsuojelulain määräämien luontotyyppien lisäksi säilytettäväksi seuraavat metsäelinympäristöt, jotka ovat tärkeimpien ominaisuuksiensa kannalta luonnontilaisia, joiden pinta-ala on korkeintaan 1 ha ja jotka ovat selvästi maastosta havaittavia ja tunnistettavissa olevia:

1. tulvametsät ja metsäluhdat
 - Nämä alueet tulee jättää ojituksen ja maanmuokkauksen ulkopuolelle. Elinympäristön puustoa voidaan kuitenkin käsitellä harvennus- ja poimintaluonteisin uudistushakkuin.
2. korvet
 - Metsälain rehevien korprien lisäksi muut korvet. Korkeaa pohjaveden pinnan tasoa pidetään yllä jättämällä kohteet ojittamatta. Korprien puustoa voidaan kuitenkin käsitellä harvennushakkuin ja uudistaa suojuspuu- tai poimintahakkuin.
3. letot Lapin läänissä
 - Letot jätetään ojittamatta. Puustoa voidaan kuitenkin käsitellä harvennus- ja poimintaluonteisin uudistushakkuin.
4. paisterinteet ja supat
 - Paisterinteiden pienilmasto säilytetään puustoa poistamalla tai kulottaen. Alueen maanpintaa ei muokata. Suppien kohdalla rajoitetaan hakkuut vain supan reunojen ylimpään osaan.
5. vanhat metsät
 - Vanhan metsän puustoa ei ole käsitelty harsinta-, kasvatus- tai väljennyshakkuin 60 vuoteen. Vallitseva puusto on yleensä selvästi vanhempaa kuin alueella metsätaloudellisesti suositeltava vallitseva puuston kasvatusikä. Puustossa on vanhoja lehtipuita sekä runsaasti lahopuita. Kohteen ominaispiirteet säilytetään jättämällä metsikkö metsätaloustoimenpiteiden ulkopuolelle.

Indikaattorina kriteerin lakisäätöisessä osassa käytetään oikeuden päätöksiä. Yllä mainittujen elinympäristöjen säilyminen tarkistetaan luonnonhoidon laadun arvioinnin perusteella (Metsäsertifiointi... 2003).

4.1.2.1 Arvokkaat elinympäristöt –kriteerin DPSIR-kehikko

DPSIR-kehikkoa sovellettaessa voidaan muutokset biodiversiteetin komponenttien tilassa ja biodiversiteettivaikutukset arvioida seuraavasti:

Muutokset biodiversiteetin komponenttien tilassa:

Hakkuut ja metsänhoitotoimenpiteet yhtenäistävät metsämaisemaa. Tietyt metsätyypit ja metsän piirteet ovat harvinaistuneet.

Biodiversiteettivaikutukset: Lajit ovat riippuvaisia elinympäristöistään. Talousmetsien yleisilmeen muuttuessa yhtenäisemmäksi, erilaiset

elinympäristöt vähenevät. Samalla näistä elinympäristöistä riippuvaiset lajit harvinaistuvat.

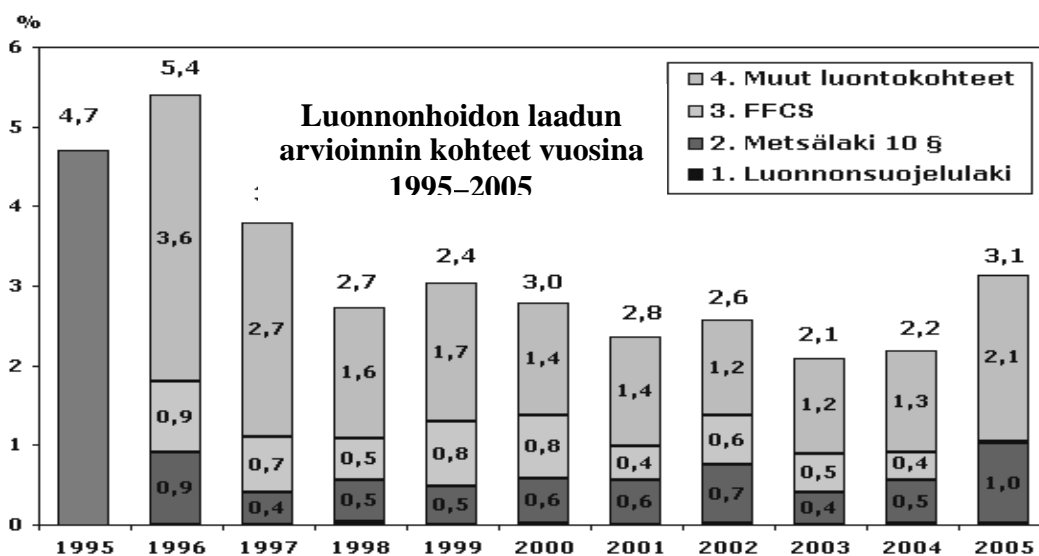
Metsäsertifiointitoimenpiteet: Arvokkaiden luontokohteiden varovainen käsittely tai suojeleminen hakkuuiden yhteydessä.

Metsät ovat luonnollisesti rakenteeltaan, ominaisuuksiltaan ja lajikoostumukseltaan vaihtelevia. Metsien heterogeenisuus vaikuttaa voimakkaasti lajiston monimuotoisuuteen, sillä rakenteellinen vaihtelu määrää elinympäristöjen määrän ja laadun, ja elinympäristöjen monimuotoisuus vaikuttaa voimakkaasti lajistolliseen monimuotoisuuteen (Kuuluvainen ym. 2004b, Mönkkönen 2004). Metsätalous on vähentänyt metsien vaihtelevuutta. Tehometsätalouden aikana muun muassa otettiin käyttöön yhtenäiset metsänkäsittelymenetelmät, jotka osaltaan vähensivät metsien rakenteellista monimuotoisuutta ja vaihtelevuutta. Monet metsäkuviot ja rakennepiirteet ovatkin metsätaloustoimien myötä merkittävästi vähentyneet Suomen metsissä (Kuuluvainen ym. 2004c).

Metsälaki ja luonnonsuojelulaki nimeävät tiettyjä harvinaistuneita metsäkohteita, joita tulee suojella. Tapio on seurannut vuodesta 1999 luontokohteiden säilymistä metsänhoitotoimenpiteissä (Metsätalouden... 2006a). Luontokohteet luokitellaan neljään luokkaan:

1. Luonnonsuojelulain 29 §:n luontotyyppit ja muut luonnonsuojelulain nojalla rauhoitetut kohteet (esim. suurten petolintujen pesäpuut, liito-oravan elinympäristöt).
2. Metsälain 10 §:n erityisen tärkeät elinympäristöt.
3. Metsäsertifiointistandardin (FFCS) 10. kriteerin mukaiset muut arvokkaat elinympäristöt (eli kriteerin kohdan 10c elinympäristöt).
4. Muut huomionarvoiset luontokohteet, kuten vesistöjen rantametsät, kangasmaiden kosteikkopainanteet, rämeet, vaihettumisvyöhykkeet, perinneympäristöt, muinaismuistot. Luokkaan 4 luetaan lisäksi ne luokissa 1–3 luetellut elinympäristöt, jotka ovat jo ennen arvioitavaa hakkuuta esimerkiksi metsänparannustoimissa menettäneet merkittävän osan ominaispiirteistään.

Talousmetsien luonnonhoidon laadun arviointi kohdistuu vuosittain noin 1600 hakkuualaan, kokonaispinta-alaltaan noin 5000 ha. Vuosittaisista uudishakkuista mahtuu otantaan noin 2 %. Aikaisemmin metsäsertifiointikohteet ovat kattaneet luontokohteista noin 0,6 %, kuten käy ilmi alla olevasta kuvasta (kuva 3). Metsäsertifiointikriteeristön uudistuksen jälkeen Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio arvioi sertifiointikohteiden määrän tulevaisuudessa laskevan 0,02 %:iin. Kohteiden määrä on siis laskenut aikaisempaan verrattuna jopa 95 % (Metsätalouden... 2006b).



Kuva 3. Luontokohteiden osuus tarkastetun metsätalousmaan pinta-alasta luonnonhoidon laadun arvioinnissa luontokohdeluokittain (Metsätalouden... 2006g).

Kokonaisuudessaan luontokohteet ovat säilyneet tarkistetuilla aloilla hyvin – vuonna 2005 luontokohteiden piirteet olivat säilyneet hyvin yli 80 %:lla kohteista. Määrä on noussut lähes puolella sitten vuoden 1995. Täysin tuhoutuneita luontokohteita oli vuonna 2005 alle 1 % ja tämä luku on ollut lähes sama läpi vuosien (Metsätalouden... 2006b).

4.1.2.2 Arvokkaat elinympäristöt -kriteerin vaikutus metsän monimuotoisuuteen

Vaikutukset metsäluontoon

Suurin osa kriteerin 10 kohdan c elinympäristöistä löytyy monista eri monimuotoisuuden kannalta tärkeiden elinympäristöjen luetteloista (Hildén ym. 2005, Kuusinen ym. 2003, Etelä-Suomen... 2002). Ainoastaan lettoja ja suppia ei ole listoissa mainittu. Sen sijaan kaikilta listoilta löytyvät lehdot sekä puustoiset perinnebiotoopit, jotka taas puuttuvat metsäsertifiointikriteerin listalta. Aikaisempaan kriteeristöön verrattuna kriteerin taso on selvästi laskenut, muun muassa lehdot ja perinnemaisemat kuuluivat vielä alkuperäisen kriteerin listaan, samoin kuin esimerkiksi metsälaisissa määritellyt kohteet, jotka alueellisen yleisyyden tai vähäisen edustavuuden vuoksi eivät kuulu lakikohteisiin.

Tulvametsissä pintavesivaikutus on usein lyhytkestoinen, kun taas *metsäiset rantaluhdet* ovat monesti pysyvästi märkää metsämaata. Tulvametsien ja luhtien lajistoarvot ovat heikosti tunnettuja, mutta lajisto on luultavasti monipuolisin ravinteisissa kasvillisuustyypeissä. Ne kummatkin kuuluvat EU-luontodirektiivin ensisijaisesti suojeltaviin luontotyyppisiin, ja rantaluhdet ovat lisäksi suojeltuja metsälain perusteella (Kuusinen ym. 2003, EU:n luontodirektiivin liite D). Rantaluhtia on Suomen metsistä löytynyt 3801 kpl, joista metsälain ulkopuolelle jää 1620 kpl (Kostamo ym. 2004). Nämä kuitenkin jäänevät myös metsäsertifioinnin ulkopuolelle, sillä metsäsertifiointi määrittelee arvokkaat luontokohteet samalla tavalla (luonnontilaisia, ympäristöstään erottuvia) kuin metsälaki.

Kuusisen ym. (2003) mukaan *korvet* esiintyvät usein esimerkiksi soiden ja kangasmetisen laidilla, pohjavesimuodostumien liepeillä sekä vesistöjen ja soiden vanhettumisvyöhykkeissä. Tästä syystä niihin kertyy lajistoa erilaisista elinympäristöistä ja lajimäärät voivat olla melko

suuria. Korvista löytyy paljon etenkin sammalia, sieniä ja putkilokasveja. Korvissa elää myös vaateliata lahoppulajeja. Valtakunnan metsien 8. inventoinnin perusteella Suomessa on 2,3 miljoonaa hehtaaria korpea, josta 5 % on suojeltu ja 34 % on ojitettu. Eri korpityyppien suojelutilanne vaihtelee: mitä etelämmäksi Suomessa mennään, sitä enemmän korpia on ojitettu ja sitä vähemmän niitä on suojeltu. Hankalin tilanne on keidassuo- ja Pohjanmaan aapasuovyöhykkeellä (Aapala 1999).

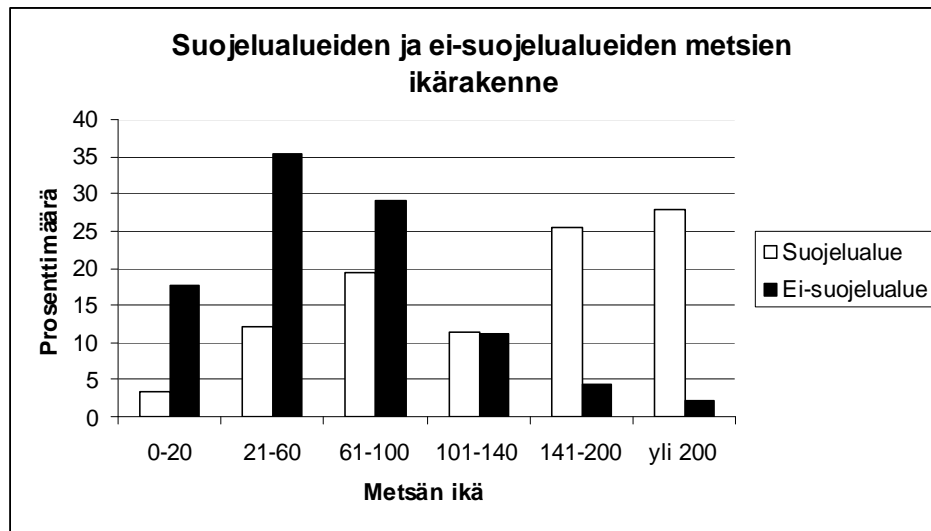
Lettojen määrä on vähentynyt huomattavasti Suomessa viimeisen 50 vuoden aikana. Ojittamattomia lettoja ja lehtokorpia on enää 11 % 1950-luvun määrästä. Lettoja on kuitenkin suojeltu suhteellisen hyvin; noin puolet jäljellä olevista letoista sijaitsee suojelualueilla. Suojelluista letoista Lapin alueella sijaitsee 90 %. Lapin alueen letoista suurin osa onkin suojeltu: 100 % tunturi-Lapissa ja 72 % metsä-Lapissa (Virkkala ym. 2000).

Paisterinteille kerääntyy vaateliasta, lämpöhakuista putkilokasvi- ja hyönteislajistoa. Eri lajeille tärkeitä ovat mm. avoimet hiekkaiset elinympäristöt, tietyt harjukasvit (esim. kangasajuruoho, *Thymus serpyllum*) ja niukkapuustoisuus. Palontorjunta ja metsänkasvua edistävät metsänhoitotoimenpiteet ovat heikentäneet harjulajiston elinmahdollisuuksia (Kuusinen ym. 2003), muun muassa istuttaminen ja lannoittaminen aikaansaavat rinteiden umpeenkasvun ja lyhentävät elinympäristön avointa aikaa (Ryttäri 2005). Alkuperäisiä paahdeympäristöjä löytyykin Suomen luonnosta enää vähän, vuoden 2002 tilastojen mukaan niitä oli paikannettu 215 kpl (Kaitila 2005, Kostamo ym. 2004). Södermanin ja Leinosen (2005) tutkimuksen mukaan pienialaisetkin kohteet voivat pitää yllä runsasta lajimäärää, mikäli kohteiden laatu on korkea. Kohteiden laatuun vaikuttaa etenkin paljaan maan osuus.

Supista arvokkaimpia metsän monimuotoisuudelle ovat suuret ja syvät kuusikkoiset supat, joiden pohjalla on vesiesiintymä. Koska suppien metsätaloudellinen käsittely on vaikeaa, ovat ne voineet säilyä metsätaloustoimilta suojassa pitkään (Meriluoto & Soininen 1998). Suppia on paikannettu valtion mailla ja yksityismetsissä yhteensä 697 kpl (Kostamo ym. 2004).

Metsäsertifiointikriteeri määrittelee kaikki yli 60 vuotta metsätaloustoimien ulkopuolella olleet, alle yhden hehtaarin alueet suojeltaviksi metsätaloustoimenpiteiltä. *Vanhat metsät* ovat monimuotoisuudelle tärkeitä etenkin lahoppuunsa takia. Luonnontilaisissa metsissä lahoppuun määrä on suurin luonnollisen häiriötekijän (esimerkiksi metsäpalon tai myrskytuhon) jälkeen. Lahoppuun määrä on alhainen sukkession keskivaiheen metsissä, mutta lisääntyy taas vanhoissa metsissä (Sprugel 1984, Lee ym. 1997, Duvall & Grigal 1999). Luonnontilaisissa metsissä ero nuorten ja vanhojen metsien lahoppuun määrässä on suurempi kuin talousmetsissä, mutta talousmetsissäkin ero on havaittavissa. Suomen metsälajeista noin 20–25 % elää lahoppuun varassa. Tehokkaan metsätalouden myötä vanhat metsät ja monille lajeille tärkeä laho puuaines ovat vähentyneet ajan kuluessa (Siitonen 2001, Ahlroth ym. 2004, Suomen ympäristökeskus 2006).

Yli 200-vuotiaista metsistä 41 % on suojelualueilla ja yli 140-vuotiaista metsistä 31 %, joten talousmetsien alueilla on myös paljon vanhaa metsää (Virkkala ym. 2000). Seuraava kuva (kuva 4) osoittaa missä suhteessa eri-ikäisiä metsiä on suojelualueilla ja ei-suojelualueilla. Kuvasta käy ilmi, että suojelualueilla on selkeästi enemmän vanhaa kuin nuorta metsää. Pinta-alamäärinä katsottuna vanhojen metsien määrä ei-suojelualueilla on kuitenkin suuri, esimerkiksi 141–200-vuotiaista metsistä suojelualueilla on 1/4, loput sijaitsevat ei-suojelualueilla ja yli 200-vuotiaistakin metsistä noin 2/3 on ei-suojelualueilla.



Kuva 4. Yllä oleva kuva kertoo montako prosenttia suojelluista ja ei-suojelluista metsistä kuuluu eri ikäluokkiin. Suojelualueiden yhteenlaskettu pinta-ala on 10 690 km², ei-suojelualueiden 189 084 km² (Virkkala ym. 2000).

Uudishakkuiden välinen keskimääräinen aika on 82 vuotta (Etelä-Suomessa kiertoaika on 70–80 vuotta, mutta karuilla männikkökankailla kiertoaika voi olla yli 100 vuotta), joten talousmetsissä oleva vanha metsä on selkeästi jäänyt normaalien päätehakkuaikataulujen ulkopuolelle (Suomen metsäyhdistys ry 2006, Metsätalouden... 2006c). Talousmetsissä on siis metsää, joka on hakkuukypsää, mutta jota syystä tai toisesta ei ole hakattu. Ainakin osa tästä metsästä on niin sanottua kaupunkimetsää tai maisemametsää. Nämä ovat metsäalueita, joita ei ole hakattu maisemallisista syistä, mutta joiden alueella kuitenkin mitä todennäköisemmin on tehty metsänhoidollisia toimenpiteitä, kuten harvennusta. Maisemametsän halutaan olevan vankkapuustoista ja puustoltaan väljää, jotta esimerkiksi mahdollinen järvimaisema näkyy puiden runkojen takaa (Rantala, henkilökohtainen tiedonanto 19.1.2006). Metsäsertifioinnin mukaisen hoitamattoman vanhan metsän määrää onkin vaikea arvioida metsänikärankenteeseen liittyvien tilastojen perusteella. Todennäköistä kuitenkin on, että vaikka vanhaa metsää selvästi on talousmetsissä, vanhojen hoitamattomien metsien määrä talousmetsien alueella jää vähäiseksi.

Vaikka arvokkaat elinympäristöt säilyisivät, se ei välttämättä takaa ympäristöjen lajiston säilymistä. Junninen ja Kouki (2006) totesivat tutkimuksessaan, että kääpäälajeja ja lahoppulajeja on Suomessa keskimäärin enemmän metsälakikohteilla kuin niitä ympäröivässä talousmetsässä, mutta uhanalaisia lajeja ei metsälakikohteilla ole ympäristöään enempää. Pykälä ym. (2005) tutkimus tukee Junnisen ja Koukin (2006) näkemystä. Heidän tutkimuksessaan metsälakikohteilta löytyi joitain uhanalaisia lajeja, mutta näiden populaatiot olivat erittäin pieniä: suurin osa uhanalaisista jäkälistä asutti vain yhtä puuta. Kun vielä otetaan huomioon metsälakikohteilla sallittu yksittäisten puiden poistaminen, uhanalaisten lajien katoaminen paikalta ajan kuluessa on todennäköistä. Etenkin lahoppulajeille metsälakikohteet eivät aina tarjoakaan sopivia elinympäristöjä (Sippola ym. 2004). Pieni pinta-ala on useimpien kohteiden luontainen ominaisuus, mutta lahoppulajien näkökulmasta kohteiden pienialaisuus tekee niistä epävakaita: lajisto muuttuu ja vaihtuu kulloinkin esiintyvien lahoppulaatujen ja pienilmaston mukaan (Kostamo ym. 2004) ja pienellä alueella elinympäristöjen monimuotoisuus on rajallinen. Lisäksi metsälakikohteiden metsät eivät usein ole vanhaa metsää, joissa on enemmän lahoppulajeja sukcession keskivaiheen metsiin verrattuna. Keskimäärin metsälakikohteiden puiden ikä on alle 80 vuotta (Yrjönen 2004). Ruotsissa tutkimukset arvokkaiden

elinympäristöjen lajimääristä ja uhanalaisista lajeista ovat olleet lupaavampia, mutta erot talousmetsäalueen kanssa eivät ole suoraviivaisia (Gustafsson ym. 1999, 2004, Gustafsson 2000, 2002, Johansson & Gustafsson 2001). Arvokkaat luontokohteet vaihtelevat luonnollisesti eri lajien näkökulmasta, esimerkiksi kosteat ja rehevät rannat ovat rikkaita rantalajiston keskittymiä, lehtolajeja löytyy puolestaan eniten rehevistä lehdoista (Keto-Tokoi 2004, Kostamo ym. 2004). Metsälaki- ja metsäsertifiointikohteisiin sisältyy monenlaisia ympäristöjä ja tätä kautta eri lajiryhmät tulevat huomioiduiksi. Uhanalaisten lajien näkökulmasta tilannetta kuitenkin hankaloittaa se, että usein lajirikkaimmat alueet eivät ole soveliaita monille uhanalaisille lajeille (Prendergast ym. 1993).

Vaikutukset uhanalaisiin lajeihin

Kaikissa kriteerin elinympäristöissä elää uhanalaisia lajeja. Suomen lajien viimeisimmän uhanalaisuuskartoituksen mukaan (Rassi ym. 2000) 10c elinympäristöt ovat ensisijaisia elinympäristöjä 21 %:lle uhanalaisista lajeista, kaikki elinympäristöt huomioiden luku nousee 29 %:iin (taulukko 2). Selkeästi tärkeimpänä elinympäristönä esiin nousevat vanhat metsät, mutta myös muilla alueilla on oma uhanalainen lajistonsa.

Taulukko 2. Metsäsertifioinnin kohdan 10c elinympäristöt ovat monien uhanalaisten lajien elinympäristöjä (Rassi ym. 2000).

Elinympäristö elinympäristöt	ensisijainen elinympäristö	kaikki
Harjumetsät	1 %	3 %
Vanhat metsät	16 %	20 %
Letot	2 %	4 %
Korvet	1 %	1 %
Tulvarannat	1 %	1 %

Vaikutus metsänhoidon käytäntöihin

Kuten jo aikaisemmin mainittiin, kriteerin kohdan 10c elinympäristöt vaihtuivat vuonna 2005 metsäsertifiointikriteeristön uudistuksessa. Ongelliseksi on ainakin näin aluksi osoittautunut tiedon puute kyseisten elinympäristöjen määrästä ja sijainnista, sillä näitä nimenomaisia elinympäristöjä ei ole aikaisemmin yksityisissä talousmetsissä laajasti kartoitettu. Tarkoituksena metsäsertifioinnissa on, että kohdan 10c ympäristöt tulisivat esiin Tapion luonnonhoidon laadun arvioinnissa. Tätä kautta myös arvioidaan kriteerin toteutumista. Tapio kerää tiedot luonnonhoidon laadun arviointia varten metsäkeskuksilta, joiden tiedot perustuvat metsänkäyttöilmoituksiin. Metsänkäyttöilmoituksissa taas ei erikseen tiedustella metsäsertifiointikriteerin 10c kohdan elinympäristöjä, joten käytännössä niitä ei ole voitu systemaattisesti huomioida (Rantala, henkilökohtainen tiedonanto 19.1.2006). Lisäksi vaikka metsänkäyttöilmoituksissa kysyttäisiin onko tulevilla hakkuualueella metsäsertifioinnin 10c kohteita, ei tavallinen metsänomistaja tätä osaisi ilmoitukseen merkitä ilman etukäteistietoa elinympäristön olemassaolosta.

Tilanteen kartoittamiseksi lähetettiin kaikille 13 metsäkeskukselle sähköpostia, jossa kysyttiin kuinka paljon metsäsertifiointikriteeristön kohdan 10c elinympäristöjä on metsäkeskuksen alueella. Sähköpostissa myös tiedusteltiin, mitä mieltä metsäkeskuksissa yleensä ollaan kriteereistä 10, 12, 15 ja 16 ja niiden toimivuudesta. Vastaus saatiin 11 metsäkeskukselta ja vastauksista vaillinaisia oli kolme. Sähköpostivastauksista kävi ilmi, että sertifioinnin koetaan

parantaneen arvokkaiden elinympäristöjen säilymistä hakkuissa, mutta sertifiointikriteeristöön kuuluvien 10c kohteiden määrästä tai sijainnista metsäkeskuksilla ei ole tarkkaa arviota. Tämä tulee esiin myös vuoden 2005 auditointiraporteista, joissa usean metsäkeskuksen alueelle on annettu lievä poikkeama kohdasta 10c, koska auditointia ei ole voinut kohteiden kartoituksen puutteellisuuden takia todentaa kriteerin kohteiden säilymistä hakkuissa. Lisäksi kahdessa sähköpostissa ja neljässä haastattelussa pahoiteltiin kriteerin 10 kohdan c tason alenemista. Tason alenemisen katsotaan vaikeuttaneen metsäkeskusten mahdollisuuksia ohjeistaa metsätyöläisiä ja metsänomistajia metsänhoitosuosituksen mukaisesti suojaamaan kohteita, jotka eivät aivan täytä metsälain vaatimuksia. Tämä tosin on ollut nimenomaisesti tarkoituksena kriteerin uudistuksessa – elinympäristöjen alkuperäinen määrittely koettiin liian epämääräiseksi (Auvo Kaivola henkilökohtainen tiedonanto 24.5.2006). Vapaaehtoinen suojelu tai metsänhoitosuosituksen soveltaminen siis ei näyttäisi toimivan aina kovin tehokkaasti: suojeluun tarvitaan jokin pakote ja seuranta, eli tässä tapauksessa metsäsertifiointi. Esiin nousi myös elinympäristöjen säilymisen seurannan ongelma: säilymistä seurataan elinympäristöjen hävittämistä seuraavien oikeuden päätösten avulla ja oikeusprosessi voi viedä vuosia. Seuranta ei siis ole ajantasaista. Lisäksi kriteerin 10c kohdan mahdollisten hakkuutoimenpiteiden määrittely on koettu hankalaksi: esimerkiksi tarkoittaako kriteerin sallima yksittäisen puun poistaminen 2 vai 20 puuta. Kriteeri mahdollistaa hakkuutoimenpiteet lähes kaikilla 10c kohteilla, mutta haastattelujen perusteella tätä oikeutta ei ole laajalti käytetty. Mikäli hakkuutoimenpiteitä kohteilla suoritettaisiin, alentaisi se todennäköisesti kohteiden ekologista arvoa.

Huomionarvoista on myös, että moni 10c kohdan elinympäristö kuuluu jo johonkin muuhun suojeltavaan elinympäristökategoriaan. Suppia muun muassa esiintyy metsälain arvokkaiden elinympäristöjen korpialueilla. Mikäli tämä alue katsotaan metsälain nojalla suojattavaksi, ei suppaa lasketa 10c kohdan mukaiseksi luontokohteeksi. Samoin tulvametsät ja metsäluhdut saattavat olla osa lehtolaikkua, joka on suojeltu, ja jälleen tätä aluetta ei tällöin lasketa mukaan kohtaan 10c. Tämä päällekkäisyys osaltaan vähentää kohdan 10c elinympäristöjen määrää.

Kokonaisuudessaan kriteeri 10 tukee lainsäädäntöä ja metsänhoitosuosituksia, mutta ei tuo näiden lisäksi paljoa uutta metsänhoitoon. Kohdan 10c elinympäristöjä on arvioitu löytyvän metsäkeskusten alueilta hyvin vähän. Osaksi tämä johtuu 10c kohteiden määrittelyistä (luonnontilaisuusvaatimus ja esimerkiksi vanhojen metsien 60 vuoden hoitamattomuusvaatimus), ja lisäksi osa näistä kohteista kuuluu lainsäädännön suojelun piiriin. Kohteita ei myöskään ole metsäkeskusten alueilla kartoitettu, joten niitä ei voida systemaattisesti huomioida hakkuissa. Näin ollen kriteerin 10 vaikutus DPSIR-kehikon biodiversiteetin komponenttien tilaan ja talousmetsien monimuotoisuuteen ei voi olla merkittävä.

4.1.3 Kriteeri 12: säästöpuita jätetään uudistusaloille

Kriteeri 12 vaatii, että: "Uudistusaloille jätettyjen hakkuuhetkellä pystyssä olevien elävien tai kuolleiden puun, joiden rinnankorkeuslähimittana on vähintään 10 cm, lukumäärä keskimäärin alueella on vähintään 5–10 kpl / ha." (Metsäsertifioinnin... 2003). Kriteeri ohjeistaa lisäksi jättämään hakkuissa ja metsänhoitotoimenpiteissä keloja, pötkelöitä ja muuta lahoppua, koloppua, yksittäisiä tuulenkaatoja sekä aiemman puusukupolven järeitä puuyksilöitä, muodoltaan poikkeuksellisia puuyksilöitä, jaloja lehtipuita, petolintujen pesäpuita, järeitä katajia, kookkaita haapoja ja puumaisia raitoja sekä puita joissa on palokoro. Edellä olevien puuttuessa uudistusaloille tulisi jättää kasvamaan sellaisia biologiselle monimuotoisuudelle hyödyllisiä säästöpuita, joilla on myrskynkestävinä hyvät edellytykset kehittyä vanhoiksi puiksi.

Säästöpuut tulisi jättää ensisijaisesti ryhmiin ja mahdollisuuksien mukaan kriteerissä 10 lueteltujen arvokkaiden elinympäristöjen välittömään läheisyyteen. Säästöpuita ei tule jättää liikenneväylien tai sähkö- ja puhelinlinjojen yms. välittömään läheisyyteen. Säästöpuuston määrään lasketaan mukaan kriteerin 16 tarkoittamille vesistöjen ja pienvesien suojakaistoille jätetyt puut.

4.1.3.1 Säästöpuukriteerin DPSIR-kehikko

DPSIR-kehikkoa sovellettaessa voidaan muutokset biodiversiteetin komponenttien tilassa ja biodiversiteettivaikutukset arvioida seuraavasti:

Muutokset biodiversiteetin komponenttien tilassa:

Uudistushakkuut poistavat puuainesta metsistä ja vähentävät mm. lahopuun määrää metsissä.

Biodiversiteettivaikutukset:

Avohakkuut muuttavat metsäntilaa huomattavasti.

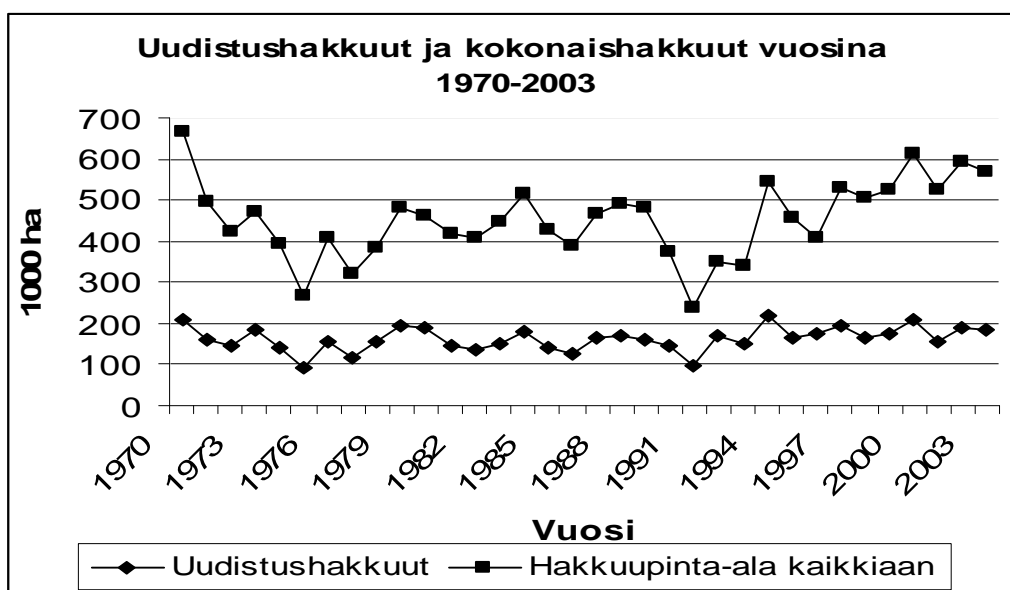
Luontaisiin metsänhäiriötekijöihin verrattuna (myrskykaadot, metsäpalot jne.) avohakkuu jättää alueelle hyvin vähän eläviä ja kuolleita puita. Näin ollen avohakkuualueet eivät sovellu elinalueeksi yhtä monille sukcession ensivaiheen lajeille, kuin luontaiset häiriötekijöiden aikaansaamat alueet.

Metsäsertifiointitoimenpiteet:

Säästöpuiden jättäminen hakkuualueille.

Suomessa harjoitettiin aina 1900-luvun alkupuolelle asti yleisesti harsintahakkuuta, jossa poistettiin metsistä tietyn kokoinen ja ikäinen puusto. Kun harsintahakkuiden haitat – metsien huono uudistuminen, huonokasvuisuus, aukkoisuus ja niin edelleen – tiedostettiin paremmin ja kuitupuun arvo nousi, harsintahakkuut vähenivät ja siirryttiin yhä enemmän avohakkuihin tai siemenpuuhakkuihin. Samalla metsien hoitotoimenpiteet lisääntyivät valtion rahoituksen avustuksella (Kuuluvainen ym. 2004c).

Avohakkuiden määrässä on ollut huomattavissa lievä nouseva trendi viimeisen 35 vuoden aikana, jolloin sitä on tilastoitu Metsäntutkimuslaitoksella, mutta kokonaisuudessaan avohakkuiden (samoin kuin siemen- ja suojuspuuhakkuiden) määrät ovat pysytelleet lähellä samoja lukuja viimeiset vuodet. Avohakkuiden vuosittainen määrä on vuodesta 1970 vaihdellut 64 500 ha (1975) ja 161 500 ha (1979) välillä. Avohakkuiden tapaan myös siemen- ja suojuspuuhakkuut poistavat suurimman osan puuaineksesta hakkuualueelta. Siemen- ja suojuspuuhakkuiden määrä on ollut avohakkuihin verrattuna pienempi. Kuva 5 osoittaa uudistushakkuiden ja kokonaishakkuiden määrien vaihtelut vuosina 1970–2003. Kokonaishakkuiden määrän ja uudishakkuiden määrien vaihtelut näyttävät seurailevan toisiaan (Metsätilastollinen vuosikirja 2004).



Kuva 5. Kuvassa näkyy uudishakkuuden ja kokonaishakkuuden määrä vuosina 1970–2003 (Metsätilastollinen vuosikirja 2004).

Uudistushakkuuden vaikutuksia metsäluontoon on aikaisemmin verrattu metsän luontaisiin häiriöihin, kuten metsäpaloihin ja myrskytuhoihin. Häiriötekijöiden synnyttämät suksession avoimen metsäalan ensivaiheet ovat muihin suksession vaiheisiin verrattuna lajirikkaampia ja jo tästä syystä tärkeitä metsän monimuotoisuudelle (Junninen ym. 2006, Selonen ym. 2005). Uudistushakkuuden vaikutus ei kuitenkaan vastaa luontaisten häiriöiden vaikutusta (Vanha-Majamaa & Jalonen 2001). Esimerkiksi Junninen ym. (2006) puita elinympäristönään käyttävien sienien tutkimuksessa todettiin uhanalaisten sienilajien selvästi suosivan suksession kaikissa vaiheissa luonnontilaisia metsiä – talousmetsästä ei tutkimuksessa löydetty yhtään uhanalaista lajia. Berg ym. (1995) tutkimuksessa onkin todettu avohakkuut Ruotsissa uhanalaisille lajeille suurimmaksi vaaraksi. Avohakkuilla on heidän mukaansa monia negatiivisia vaikutuksia useille uhanalaisille lajeille. Avohakkuut:

- vähentävät lahoppuun määrää metsässä
- vähentävät vanhojen puiden määrää metsässä
- tuhoavat elinympäristöjä
- muuttavat ilmankosteuden tasoa
- vaikuttavat maaperän vesitasapainoon ja veden kiertoon alueella
- muuttavat alueen valo-olosuhteita
- vähentävät lehtipuiden määrää

Jotkin uhanalaiset lajit, jotka viihtyvät myrskytuhoalueilla, kuitenkin pystyvät elämään myös avohakkuualueilla, joihin on jätetty säästöpuita (Martikainen 2001, Kruys ym. 1999, Kaila ym. 1997). Kuolleen puun määrä vaikuttaa uhanalaisten lajien määrään alueella (esim. Junninen ym. 2006) ja säästöpuiden avulla voidaan lisätä alueen lahoppuuta.

4.1.3.2 Säästöpuukriteerin vaikutus metsän monimuotoisuuteen

Vaikutukset metsäluontoon

Säästöpuiden jättämisellä pyritään 1) säilyttämään lajeja ja prosesseja metsän uudistumisvaiheen yli, 2) lisäämään metsiköiden rakenteellista monimuotoisuutta ja 3)

parantamaan maiseman kytkeytyneisyyttä (Franklin ym. 1997). Säästöpuiden vaikutuksista ei kuitenkaan ole vielä varmuutta ja eri tutkimusten tulokset ovat osittain ristiriitaisia. North ym. (1996) sekä Arnott & Beese (1997) ovat todenneet tutkimuksissaan, että säästöpuualueilla on suurempi kasvien monimuotoisuus kuin avohakkuualueilla. Vaikutukset riippuvat säästöpuiden määrästä. Monimuotoisuus talousmetsän uudistamisessa (MONTA) tutkimuksessa verrattiin eri hakkuutapojen (metsänhoidollinen harsinta, pienaukkohakkuu, säästöpuuhakkuu ja avohakkuu) vaikutuksia monimuotoisuuteen varttuneissa talousmetsissä (Jalonen & Vanha-Majamaa 2001, Vanha-Majamaa 2004). Tämän tutkimuksen mukaan kevyemmät metsänkäsittelymenetelmät säilyttävät monimuotoisuutta voimakkaasti paremmin. Hakkuiden jälkeen muun muassa aluskasvillisuuden peittävyys ja lajimäärät vähenivät välittömästi suorassa suhteessa poistetun puun määrään. Avohakkuu ja säästöpuuhakkuu eivät kuitenkaan eronneet toisistaan merkittävästi.

Yhtä mieltä näytettäisiin olevan siitä, että säästöpuilla voitaneen vaikuttaa uudisaloilla säilyvään lajistoon sekä lahoppuun määrään ja jatkumoon. Lisäksi yhteinen käsitys on, että säästöpuiden vaikutukset riippuvat niiden määrästä. Säästöpuiden sijoittelun merkitys ei ole tutkimustuloksissa erityisesti korostunut, mutta niiden koolla ja kunnolla on väliä.

Säästöpuiden määrä on tärkeä säästöpuiden monimuotoisuusvaikutuksia määrittävä tekijä. Mitä enemmän puita hakataan, sen suurempi vaikutus hakkuulla luonnollisesti on metsäluontoon (Halpern ym. 2005, Luoma ym. 2004). Mitä enemmän puita jätetään, sitä lähempänä lajimäärä ja lajikoostumus pysyvät alkutilannetta. Suuremmat säästöpuumäärät muodostavat todennäköisemmin sopivampia mikroilmastoja hakkuualueelle ja näin luovat sopivia elinpaikkoja erilaisille lajeille (Hyvärinen ym. 2005). Jalonen ja Vanha-Majamaa (2001) eivät todenneet eroa avohakkuun ja 50 runkoa / ha jättävän säästöpuuhakkuun välillä. Näyttäisi siltä, että 5–10 säästöpuun määrä per hehtaari ei voi mitenkään taata sopivia elinympäristöjä sisämetsien lajeille tai myöhäisen sukkessiovaiheen lajeille reunavaikutusten takia (Chen ym. 1993, Esse 1994). Esimerkiksi pienaukkohakkuun vaikutukset ovat säästöpuuhakkuuta huomattavasti positiivisemmat alueen lajistolle (Jalonen & Vanha-Majamaa 2001). Vanha-Majamaan ja Jalosen (2001) mukaan tarvitaan suurempia säästöpuuryhmiä etenkin lajirikkailla alueilla ja lahoppuuta tulisi suojata hakkuun vaikutuksilta. Yksittäisetkin säästöpuut voivat kuitenkin lisätä lahoppuun määrää hakkuualueella, etenkin koska useimmat lahoppuulajit eivät vaadi varjoisia olosuhteita (Kaila ym. 1997, Jonsell ym. 1998).

Vanha-Majamaan ja Jalosen (2001) mukaan säästöpuut takaavat jatkuvan *lahoppuun tarjonnan* ja näin ollen säästöpuiden merkitys – niin elävien kuin kuolleiden – lahoppuulajeille on merkittävä (Hyvärinen ym. 2005). Lahoppuusta hyötyvät suoraan muun muassa monet kovakuoriaislajit, sien- ja käppälajit sekä sammaleet (Siitonen 2001). Lahoppuulajien runsauteen alueella vaikuttaa sopivien elinympäristöjen määrä ja laatu sekä elinympäristöjen sijoittuminen maisemaan. Lahoppuun laatu liittyy puulajeihin ja lahoasteeseen; eri lahoppuulajit tarvitsevat elinympäristökseen eri puita ja/tai eriasteisesti lahonnutta puuta. Avohakkuualueilla esimerkiksi jättämällä säästöpuiksi kaatunutta puuta korkeiden kantojen lisäksi, voidaan lisätä erilaisen lahoppuun määrää, joka taas hyödyttää eri lahoppuulajeja (Jonsell & Weslien 2003). Lahoppuun määrän lisääntyessä pienenee alueellisen sukupuuton riski ja lajien monimuotoisuus lisääntyy (Siitonen 2001, Sippola ym. 2002, Martikainen ym. 2000, Kaila ym. 1997, Similä ym. 2003, Penttilä ym. 2004). Pelkästään määrää tai volyyymiä tärkeämpää vaikuttaisi olevan kuitenkin lahoppuun pinta-alan suuruus. Näin ollen vähäisempikin määrä lahoppuuta tai puuhake voi pitää yllä suurta lahoppuulajimäärää (Kruys & Jonsson 1999). Määrän ja laadun lisäksi lajien selviytyminen riippuu lahoppuujatkumosta – löytyykö läheltä uutta lahoppuuta sen vähetessä yhdeltä alueelta (Siitonen 2001). Lahoppuun määrä vähenee tavallisesti hakkuissa jopa yli 60 %,

mikäli hakkuun jälkeen toteutetaan maanmuokkaus. Säästöpuuryhmien sisällä lahopuumäärä vähenee vain n. 20 % (Hautala ym. 2004).

Halpern ym. (2005) tutkimuksen mukaan *säästöpuiden sijoittelulla* ei ole paljon väliä. Säästöpuuryhmien sisällä lajit säilyvät paremmin, mutta ympäröivältä avohakkuualueelta niitä katoaa sitäkin enemmän. Jotkut lajit, kuten jäkälät, hyötyvät säästöpuiden jättämisestä ryhmiin (Hazell & Gustafsson 1999). Yksittäiset säästöpuut ovat puolestaan tärkeitä muun muassa epifyyiteille, sammaleille, lahopuulajeille, pesimiseen koloja tarvitseville lajeille ja saalistaville linnuille (Berg ym. 1995, Kaila ym. 1997, Hazell & Gustafsson 1999). Ryhmään jätetyt puut näyttäisivät kuitenkin häiritsevän vähemmän uuden metsän kasvua, ja ryhmällä on etu tuulentaajia vastaan (Palik ym. 1997, Beese & Bryant 1999), jotka tekevät monesta säästöpuusta lyhyellä aikavälillä maapuita: Hautala ym. (2004) tutkimuksessa säästöpuista noin 40 % kaatui tuulen tai myrskyn vaikutuksesta kahden vuoden sisällä hakkuusta. Ryhmissä säästöpuut siis pysyvät todennäköisemmin pystyssä ja niillä on parempi mahdollisuus kasvaa isoiksi säästöpuiksi, joita pidetään pieniä tärkeämpinä (Uliczka & Angelstam 1999, Mazurek & Zielinski 2004). Toisaalta mitä nopeammin pystyssä olevat säästöpuut kaatuvat, sitä nopeammin ne muuttuvat lahopuiksi ja hyödyttävät lahopuulajeja. Storaunetin ja Rolstadin (2002) tutkimuksen mukaan tosin kuolleet puut voivat pysyä pystyssä vuosia ja kaatuneiden puiden lahoaminen voi kestää jopa 100 vuotta. Esimerkiksi lahopuukovakuoriaisten lajiversiteetti on korkeimmillaan 15–20-vuotiaissa lahopuissa, joten pystyssä olevien lahopuiden hyödyn toteutuminen kokonaisuudessaan metsän lajistolle vie aikaa.

Vaikutukset uhanalaisiin lajeihin

Yksi suurin uhanalaisuuden tai lajin häviämisen syy on Suomessa lahopuun väheneminen metsissä (Rassi ym. 2001). Noin 10 %:lle uhanalaisista lajeista lahopuun vähäisyys on tärkein uhanalaisuutta aiheuttava tekijä. Säästöpuiden lisäessä lahopuun määrää, se vaikuttaa myönteisesti lahopuulla eläviin lajeihin. Ruotsalaisen tutkimuksen mukaan (Jonsell ym. 1998) tärkeimpiä lahopuita uhanalaisille lahopuulajeille ovat pyökki (*Quercus*) ja tammi (*Fagus*), mutta myös männyllä (*Picea*), kuusella (*Pinus*) haavalla (*Populus*) ja koivulla (*Betula*) on oma runsas lahopuulajistonsa, johon kuuluu yli 100 uhanalaista lajia jokaista puulajia kohden.

Kaikista metsälajeista lahopuista on riippuvaisia 20–25 %. Säästöpuista on hyötyä myös muille lajeille. Vanhat säästöpuut tarjoavat metsästys- ja asuinpaikkoja eri lajeille, niistä hyötyvät mm. liito-oravat (*Pteromys volans*), lepakot ja pöllöt (Carey 2000, Mazurek & Zielinski 2004, Irwin ym. 2000).

Vaikutus metsänhoidon käytäntöihin

Säästöpuukriteeri on selvästi lisännyt säästöpuun määrää uudishakkuualueilla. Nykyisin elävän säästöpuun määrä on keskimäärin 12 puuta hehtaarilla, mikä ylittää reilusti metsäsertifioinnin säästöpuukriteerin minimivaatimustason. Aikaisempien hakkuiden jäljiltä metsissä ei ole paljoa vanhoja järeitä säästöpuita, joten mikäli nykyiset säästöpuut jätetään metsiin ja niiden annetaan aikanaan kaatua ja lahota metsässä, on tämä selkeä muutos vanhoihin metsänhoidon käytäntöihin verrattuna (Metsätalouden... 2005). Tämä kuitenkin vaatii sen, että kaatuneita säästöpuita ei poisteta metsästä metsänhoitotoimenpiteiden yhteydessä eikä pystyyn jääneitä säästöpuita hakata seuraavassa päätehakkuussa. Larssonin ja Elanderin (2004) tutkimuksen mukaan Ruotsissa suurimmassa osassa säästöpuuhakkuualueita (63 %) poistetaan hakkuun jälkeen jätettyjä, tuulen kaatamia säästöpuita. Tämä vähentää kuolleen puun määrää noin 1/3:lla. Eniten poistetaan puita, joiden läpimitta on 30–50 cm. Siihen poistetaanko säästöpuita

myöhemmin, ei vaikuta onko metsä FSC- tai PEFC-sertifioitu. Sama ilmiö on havaittu myös Suomessa (Metsätalouden... 2005). Syynä säästöpuiden poistamiseen on usein metsänomistajien tietämättömyys (Leskinen 2003, Hänninen & Kurttila 2004, 2006). Hänninen ja Kurttila (2004, 2006) ovat tutkineet metsänomistajien tietotasoa metsänhoito-ohjeista ja niiden perusteista. Tutkimuksen mukaan suuri osa metsänomistajista luulee virheellisesti, että säästöpuut tulee poistaa taimikonhoidon tai ensiharvennuksen yhteydessä. Yleinen harhaluulo on myös, että taloudellisesti vähäarvoiset tai lahovikaiset puut eivät ole hyviä säästöpuita. Säästöpuiden säilymiseen ja metsänomistajien tietotasoon säästöpuista tulisikin kiinnittää enemmän huomiota kriteerien seuraavassa päivityksessä.

Kriteerin tärkeimpänä osana voidaan pitää sen ohjaavaa vaikutusta säästöpuiden valinnassa ja kannustetta jättää metsään lahoppuuta. Tapion Talousmetsien luonnonmetsän laadun arviointiraportin mukaan yleisarvosana säästöpuiden jättämiselle on parantunut vuosien mittaa. Myös haastatteluissa kävi ilmi yleinen näkemys siitä, että säästöpuukriteeri on selvästi lisännyt metsään jätettävän puun määrää. Säästöpuukriteeri koetaan selkeänä ja sitä on helppo soveltaa hakkuissa. Sertifioinnin toisella kierroksella vuonna 2005 on koettu, että säästöpuiden määrän lisäksi on alettu kiinnittää enenevässä määrin huomiota säästöpuiden laatuun ja sijoitteluun. Silti puiden sijoittelussa ja valinnassa katsotaan olevan vielä parantamisen varaa. Säästöpuukriteerin toteutusta kritisoitiin liian säännönmukaisena. Kriteeri ei vaadi, että jokaiselle hakkuualueelle jätettäisiin 5–10 puuta hehtaarille. Puuta tulee jättää metsäkeskuksen uudistusaloille keskimäärin 5–10 kpl/ha. Mikäli jollekin uudistusalalle, josta löytyy hyvin säästöpuiksi soveltuvaa puustoa, jätetään reilusti säästöpuita, ei jollekin toiselle uudistusalalla tarvitse jättää säästöpuita ollenkaan. Useampi metsäkeskuksen edustaja oli sitä mieltä, että säästöpuiden sijoitteluun eri uudishakkuualueiden kesken tulisi kiinnittää enemmän huomiota, jolloin säästöpuiden määrää voitaisiin vähentää ja tuoda lähemmäs metsäsertifiointikriteerin vaatimustasoa. Tämä tietenkin käytännössä huonontaisi tilannetta metsän monimuotoisuuden näkökulmasta.

Säästöpuukriteeriä voidaan pitää kokonaisuudessaan merkittävänä metsän monimuotoisuuden näkökulmasta. DPSIR-kehikon näkökulmasta säästöpuukriteerillä on potentiaalia parantaa biodiversiteetin komponentin tilaa talousmetsien lahoppuun määrää lisäämällä ja näin saada aikaan positiivinen biodiversiteettivaikutus eli parantaa lahoppuulajien elinolosuhteita. Kriteerin vaikuttavuus riippuu osittain sen sovellustavasta (minne säästöpuut jätetään, mitä puuta valitaan säästöpuiksi) ja varsinkin siitä, jäävätkö säästöpuut todella talousmetsään pysyvästi. Kuten yhdessä haastattelussa tuotiin ilmi, säästöpuiden tulevaisuus on kuitenkin osittain epävarma. Lisääntyvän lahoppuun vaikutuksista talousmetsän hyvinvoinnille ei ole vielä tarkkoja tietoja. Lahoppuut vetävät puoleensa metsäntuhohyönteisiä ja olettaa voi, että lahoppuun lisääntyessä tuhohyönteisvauriot terveissä metsissä voivat lisääntyä. Tähän riskiin liittyen myös lainsäädäntö velvoittaa maanomistajaa korjaamaan vahingoittuneet havupuut, mikäli niitä esiintyy merkittävästi (Niskala 2003). Toisaalta nykyisen tietämyksen perusteella näyttäisi siltä, että vaikka tuhohyönteisten riski kasvaa jätettävien puiden määrän kasvaessa, nykyisillä säästöpuumäärillä jätöpuiden vaikutus tuhohyönteiskantoihin ei todennäköisesti ole merkittävä. Tuholaisriskiä voidaan myös entisestään pienentää valitsemalla säästöpuiden laji ja koko asianmukaisesti (Eriksson ym. 2006, Eriksson ym. 2005, Hedgren ym. 2003). Tarkemman arvion aikaansaamiseksi asia kuitenkin vaatii lisätutkimusta.

4.1.4 Kriteeri 15: paloalueiden lajistoa ja metsien terveyttä edistetään kulotuksella

Metsäsertifiointikriteerin 15 tavoitteena on pitää kulotettavan alueen pinta-ala viiden vuoden sertifiointijakson aikana vähintään vuosien 1998–2002 kulotetun pinta-alan suuruisena.

Kulotettavaan pinta-alaan lasketaan mukaan polttamalla tehtävä ennallistaminen, säästöpuuryhmien kulottaminen sekä alueen metsäpalot (Metsäsertifioinnin... 2003). Metsäntutkimuslaitoksen Metsätilastollisen vuosikirjan mukaan (Metsätilastollinen vuosikirja 2004) vuosina 1998–2002 kulotettu pinta-ala on ollut keskimäärin 1340 hehtaaria vuodessa. Yksityisillä mailla tehtyjen kulotusten määrä vaihteli tuona aikana 200–800 hehtaarin välillä. Kulotusta voidaan käyttää hakkuiden jälkeen maanravinnetasapainon parantamiseen, mutta kriteerin tarkoituksena on ennen kaikkea turvata paloalueiden lajiston elinympäristöjä.

4.1.4.1 Kulotuskriteerin DPSIR-kehikko

DPSIR-kehikkoa sovellettaessa voidaan muutokset biodiversiteetin komponenttien tilassa ja biodiversiteettivaikutukset arvioida seuraavasti:

Muutokset biodiversiteetin komponenttien tilassa:

Metsäpalojen ja kulotuksen vähentyminen.

Biodiversiteettivaikutukset: Metsäpalot ovat luontaisia häiriötekijöitä metsissä. Niiden vähentyminen on osaltaan edistänyt talousmetsien rakenteen muuttumista homogeenisemmaksi. Lisäksi metsäpaloista ovat riippuvaisia monenlaiset eliöt, joiden määrät vähenevät paloalueiden vähentyessä.

Metsäsertifiointitoimenpiteet: Hakkuaalueiden kulottaminen.

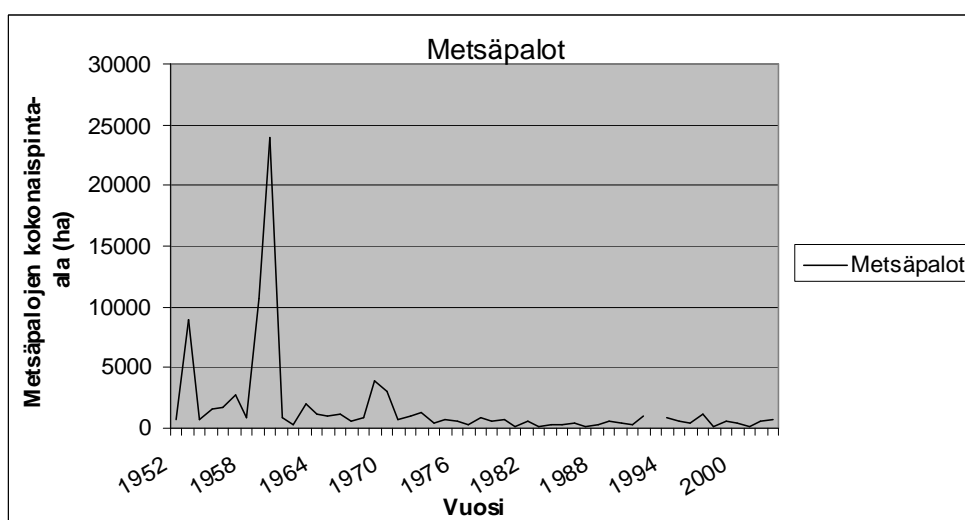
Metsämaan palaminen voidaan jakaa kahteen ryhmään: 1) tarkoituksellinen metsän poltto (kaskeaminen ja kulotus) ja 2) metsäpalot. Kaskeamisen avulla on metsiä raivattu maanviljelyksen tieltä, ja kulotuksen avulla on vapautettu ravinteita uuden kasviston käyttöön. Kaskeamisen ja kulotuksen yhteydessä ei paloalueelle jää suuria määriä säästöpuuta. Metsäpalot ovat yksi luonnollinen osa boreaalisen metsän kiertokulkua; lähes kaikki metsät ovat saaneet alkunsa metsäpalosta. Kasveille ja eläimille on myös kehittynyt paloihin soveltuvia adaptaatioita, jotka auttavat niitä selviytymään metsäpaloista (Chandler ym. 1983). Nykyisin metsäpalot metsissä ovat luontaisia häiriötekijöitä, jotka aiheuttavat metsään aukkoja ja muuttavat metsän rakennetta heterogeenisemmaksi (Kuuluvainen ym. 2004b). Metsäpalot usein saavat tahattomasti alkunsa ihmisen toimista, mutta niiden syyttäjänä voi myös olla salama. Metsäpaloissa jää alueelle paljon palanutta ja hiiltyntä puuta. Metsäpalojen torjunta ja metsänhoitotoimenpiteet ovat vähentäneet metsäpalojen määrää, mutta samalla myös lisänneet metsien paloherkkyttä. Avohakkuut ja maanmuokkaus muun muassa ohentavat palon syttymiselle tärkeää karikerrosta, ja harvennukset sekä hakkuut vähentävät palavaa ainesta metsistä. Samalla kuitenkin palontorjunta kasvattaa karikerrosta ja talousmetsissä suositut havupuulajit ovat muita puulajeja alttiimpia paloille (Parviainen 1996, Latham & Schlieter 1989).

Yhdessä metsäpalojen torjunta, kaskikulttuurista luopuminen sekä kulotuksen korvaaminen maanmuokkauksella ovat vähentäneet huomattavasti palaneen metsämaan määrä Suomessa vuosikymmenien kuluessa. Näistä ihmisten toiminnan muutoksista huolimatta metsäpalojen määrä on todennäköisesti yhä metsissämme ihmisen vaikutuksesta suurempi, kuin mitä se olisi luonnontilaisissa metsissä (Parviainen 1996, Granström 2001).

Metsäpalot

Metsäpalojen yleisyys metsikkötasolla riippuu kasvillisuustyyppistä, puulajisuhteista, puuston rakenteesta, maaperästä, topografiasta ja paikallisilmastosta. Esimerkiksi kuivissa

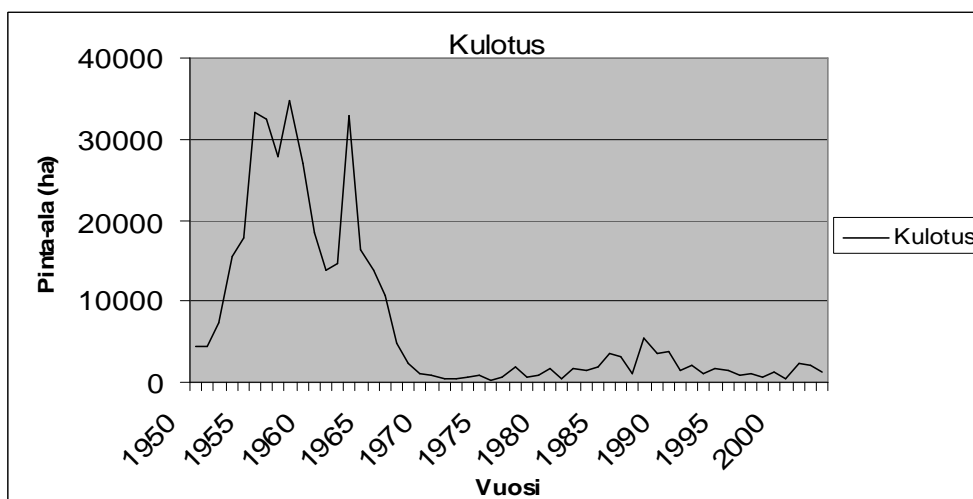
mäntyvaltaisissa metsissä metsäpalot ovat yleisempiä kuin lehtipuuvaltaisissa lehdöissä (Ahlroth & Lehesvirta 2004). Salamien sytyttämät luonnolliset metsäpalot ovat suhteellisen harvinaisia ja yleisempiä Etelä-Suomessa kuin Pohjois-Suomessa (Larjavaara ym. 2005). Aikaisemmin on arvioitu, että kuivilla, sorapohjaisilla metsämailla metsäpaloja on luontaisesti voinut esiintyä joka 50 vuosi ja kosteilla moreenimetsämailla joka 120 vuosi (Zackrisson 1977, Tolonen 1983). Luontainen paloväli on kuitenkin todennäköisesti edellä mainittua pidempi. Walleniuksen (2002) tutkimuksen mukaan luonnontilaisten kuusimetsien luontainen paloväli on jopa 300 vuotta, ja Pitkäsen (2002) tutkimuksen mukaan kangasmetsien luontainen paloväli on 220–260 vuotta. Nykyisin metsäpalot ovat niin harvinaisia, että arvioitu metsäpalokierto on useita tuhansia vuosia (Zackrisson 1977, Niklasson & Granström 2000). Metsäpalojen määrän lisäksi myös niiden koko on pienentynyt Fennoskandiassa. Ennen 1650-lukua 1000 hehtaarin metsäpalot eivät olleet harvinaisia, sata vuotta sitten yksittäisen paloalueen koko oli keskimäärin 60–80 hehtaaria ja nykyisin vastaava luku on puolen hehtaarin luokkaa (Niklasson & Granström 2000, Parviainen 1996). Kuten alla olevasta kuvasta (kuva 6) näkee, metsäpalojen yhteispinta-ala onkin pienentynyt rajusti vuosien myötä. Koska metsäpalot ovat vähentyneet, on nykyisin metsissämme enää vähän nuoria ja keski-ikäisiä metsäpalojen jälkeisiä sukkessiovaiheessa olevia metsiköitä (Ahlroth & Lehesvirta 2004).



Kuva 6. Metsäpaloissa palaneen alueen pinta-alan suuruus vuosina 1952–2003 (Metsätilastollinen vuosikirja, Metsätilastollinen vuosikirja 2004).

Kaskiviljely ja kulotus

Kaskiviljelyä harjoitettiin Suomessa yleisesti 1700-luvulta aina 1900-luvun alkupuolelle asti. Suomen metsäpinta-alasta noin 50–75 % on ollut kaskiviljelyn kohteena (Heikinheimo 1915). Sittemmin metsämaata on poltettu eli kulotettu parantamaan uuden metsän kasvun edellytyksiä päätöshakkuun jälkeen. Kulotus on kuitenkin ollut huomattavasti vähäisempää kuin kaskiviljely. Kulotuksen kohteena on ollut n. 2–3 % Suomen metsäpinta-alasta (Kulotustoimikunnan mietintö 1980). Kulotus on kaskiviljelyn tapaan huomattavasti vähentynyt etenkin 1950–1960-lukujen suuriin kulotusmääriin verrattuna, kuten seuraavasta kuvasta (kuva 7) voi nähdä.



Kuva 7. Kulotettu pinta-ala vuosina 1950–2003 (Metsätilastollinen vuosikirja, Metsätilastollinen vuosikirja 2004).

Nykyisin uudistettavasta metsämaan pinta-alasta kulotus kattaa enää vain muutaman prosentin (Ahlroth & Lehesvirta 2004). Kulotuksen vähenemiseen on monia syitä: sen onnistumisen riippuvuus sääolosuhteista, palon leviämisen riski, epävarmuus palon vaikutuksista maan ravinnetalouteen ja muiden uudistusalojen valmistustapojen lisääntyminen (Mälkkönen & Levula 1996). Samalla kun kulotusmäärät ovat pienentyneet, maanmuokkaus ja lannoitus ovat selkeästi lisääntyneet (Metsätilastollinen vuosikirja 2004).

4.1.4.2 Kulotuskriteerin vaikutus metsän monimuotoisuuteen

Vaikutukset metsäluontoon

Metsäpalo vaikuttaa metsän ravinnekiertoon ja rakenteeseen. Metsän kliimaksivaiheessa suurin osa ravinteista on kasvillisuuden käytössä tai maan pintakerroksessa, humuksessa. Vain muutama prosentti ravinteista kiertää kasvien ja maan välillä (Parviainen 1996). Metsäpalo, joka vaikuttaa syväälle maakerrokseen, vapauttaa nämä ravinteet taas ravinnekiertoon ja muuttaa alueen kasvillisuuden ja lajiston (Schimmel & Granstöm 1996, Wikars & Schimmel 2001).

Metsän palamisella näyttäisi olevan positiivinen vaikutus metsän monimuotoisuuteen (Rutanen 1994, Rees & Juday 2002, Toivanen & Kotiaho 2005), etenkin ottaen huomioon palaneiden alueiden määrän taantumisen viime vuosikymmeninä. Kaskiviljelyn seurauksena Suomessa oli etenkin 1700–1800-luvuilla kuloja ja metsäpaloja enemmän kuin luonnonoloissa. Tästä hyötyivät erityisesti lajit, jotka olivat riippuvaisia metsäpaloista ja metsäsukcession alkuvaiheista. Kulotus hyödyttääkin kenties eniten nimenomaan metsäpaloista riippuvaisia eliöitä ja kasveja – Suomessa esiintyvistä lajeista riippuvaisia paloista ovat mm. huhtakurjenpolvi (*Geranium bohemicum*), kangasvuokko (*Anemone vernalis*), sarjatalvikki (*Chimaphila umbellata*), hiilimaljakas (*Geopyxis carbonaria*), kuplamörsky (*Rhizina undulata*), isokelokärsäkäs (*Platyrrhinus resinusus*) ja koisaperhoslaji (*Apomyelois bistriatella*) (Siitonen & Hanski 2004).

Metsien puulajisuhteisiin kulotus ei suuremmin vaikuta. Kaskeamisen seurauksena syntyi 1700–1900-luvuilla Suomeen lehtipuuvaltaisia metsiä ja paljon lehtipuuta sisältäviä sekametsiä, joiden määrä on sittemmin taantunut (Kuuluvainen ym. 2004c). Kuusi usein kuolee palon seurauksena, kun taas mänty ja rauduskoivu selviävät useammin hengissä (Parviainen 1996). Metsäpalojen vähennyttä kuusimetsien määrä on lisääntynyt. Samalla kuusen kysyntä ja hintataso ovat myös

kasvaneet (Metsätilastollinen vuosikirja 2004). Kulotusalueiden puuston rakenteeseen ja puulajisuhteisiin vaikuttavat voimakkaasti metsänhoitotoimenpiteet, ja metsänomistajat toki suosivat puulajeja, joiden taloudellinen tuottavuus on mahdollisimman hyvä. Metsäpalojen ja kaskeamisen tavoin kulotus ei siis yksinään lisää sekametsien tai lehtimetsien määrää Suomessa.

Muihin hakkuualueisiin verrattuna kulotusalueilla kuitenkin näyttäisi olevan paremmat elinolosuhteet monille lajeille. Metsähakkuualueilla orgaaninen maa-aineskerros on kulotetun metsän maa-ainekerrokseen verrattuna paksumpi, jonka seurauksena maalämpötila on alhaisempi ja ravinteita on vähemmän saatavilla kasvien käyttöön. Hakkuun jälkeen alueelle jää hakatun metsän lajeja, joka vaikeuttaa uusien lajien kolonisaatiota alueelle. Kulotetuilla hakkuualueilla vaikuttaakin olevan kulottamattomiin hakkuualueisiin verrattuna suurempi lajidiiversiteetti ja lajivaihtuvuus ainakin sukkession ensimmäisinä vuosina (Rees & Juday 2002, Toivanen & Kotiaho 2005).

Verrattaessa kulotusalueita metsäpaloalueisiin, tulta suosivat hyönteiset valitsevat mieluummin metsäpaloalueen kuin kulotusalueen (Wikars & Schimmel 2001). Kulotuksen hyödyt metsän monimuotoisuudelle jäävätkin metsäpaloa vähäisemmiksi. Metsäpaloon verrattuna suurin ero kulotuksessa on luonnollisesti alueelle jäävän puun määrässä. Metsäpalo lisää huomattavasti enemmän kuollutta puuta metsään (Pedlar ym. 2002, Sippola ym. 2002). Esimerkiksi Linder ym. (1998) metsäpalo tutkimuksessa ruotsalaisessa vanhassa mäntymetsässä metsäpalo lisäsi kuollutta puuta metsään n. $21 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Metsäpalo myös takaa alueelle lahopuuta pidemmällä aikavälillä, sillä osa puista kuolee palon vaikutuksiin vasta vuosien jälkeen metsäpalosta (Siitonen 2001, Pedlar ym. 2002). Palaneilla puilla on oma lajistonsa, joiden elinvoimaisuutta voitaisiin parantaa jättämällä kulotusalueille puuta (Wikars 2002). Jo pelkät alueen säästöpuut lisäävät elinympäristöjen monimuotoisuutta ja määrää ja siten parantavat elinolosuhteita paloalueen lajistolle (Toivanen & Kotiaho 2005).

Kulotuksessa olisi hyvä huomioida, että metsäpalot eivät tapa kaikkia alueen puita vaan suuri osa puista jää henkiin (Saari 1923, Wretling 1934). Granströmin (2001) arvion mukaan kulotuksessa nykyisin suurin osa puista kuolee. Kulotuksen vaikutusta voitaisiinkin hänen mukaansa parantaa pyrkimällä varmistamaan, että ainakin osa kulotusalueelle jääneistä puista jäisi eloon. Pystyyn jääneillä puilla, kuolleilla tai elävillä, näyttäisi myös olevan positiivinen vaikutus metsän uudistumiseen (Vanha-Majamaa 1996, Lampainen ym. 2004). Lisäksi palon vaikutusta maakerrokseen tulisi parantaa, sillä nykyisin kulotuksessa usein vain pinta-maakerros palaa. Palon voimakkuus vaikuttaa merkittävästi palon jälkeiseen sukkession (Schimmel & Granström 1993). Maakerroksen korkeampi palamissyvyys omalta osaltaan auttaisi metsän uudelleen kasvamista (Schimmel 1993) ja on näin taloudellisestikin perusteltavissa. Palon voimakkuutta ja siten sen vaikutusta maakerrokseen ja puihin voidaan säädellä alueelle jätettävän puun määrään vaikuttamalla (Lilja ym. 2005).

Vaikutukset uhanalaisiin lajeihin

Vaikka metsän palaminen ei ole aina hyödyllistä metsän monimuotoisuudelle tai kaikille lajeille, ovat palon hyödyt siitä riippuvaisille eliöille kuitenkin monesti haittoja suuremmat (Wright & Bailey 1982). Wikars ja Ås (1999) ovat todenneet paloalueisiin erikoistuneen lajiston säilyneen hyvin tähän mennessä metsäpalojen vähentymisestä Ruotsissa. Metsäpaloalueiden lajistoon kuuluu eliöitä, joiden kyky levittäytyä ja siirtyä paikasta toiseen on erittäin tehokas. Näiden lajien selviämiseksi metsäpalojen vähentyminen tai paloalueiden suuret etäisyydet eivät vaikuta asettaneen suuria paineita. Osa metsäpaloja suosivista lajeista ei kuitenkaan voi liikkua

yhtä vapaasti ja nämä lajit vaativat selviytyäkseen metsäpaloja samoilla alueilla sopivin väliajoin (Granström 2001, Granström & Schimmel 1993).

Suomessa metsäpaloalueet ovat noin 2 %:lle uhanalaisista lajeista ensisijainen elinympäristö. Jos huomioidaan kaikki uhanalaisten lajien käyttämät elinympäristöt, luku nousee 6 %:iin. Hävinneistä lajeista metsäpaloalueen lajeja on noin 3 %, silmälläpidettävistä lajeista metsäpaloalueisiin liittyy noin 1 %. Etenkin monet kovakuoriaislajit ovat riippuvaisia paloympäristöistä: uhanalaisista ja jo kadonneista kovakuoriaislajeista jopa 60 % on paloympäristöjen lajeja (Rassi ym. 2001). Verrattaessa kulotettuja alueita kulottamattomiin, on kulotetuilla alueilla enemmän kovakuoriaislajeja ja etenkin enemmän harvinaisia ja uhanalaisia kovakuoriaislajeja kulottamattomiin alueisiin verrattuna (Toivanen & Kotiaho 2005, Toivanen & Kotiaho 2006).

Vaikutus metsänhoidon käytäntöihin

Sertifiointikriteerin mukaan kulotettavan alueen pinta-ala on sertifiointijakson aikana oltava vähintään vuosina 1998–2002 kulotetun pinta-alan suuruinen. Suoritemäärään lasketaan mukaan alueen luonnonsuojelualueilla ja talousmetsissä polttamalla tehtävä ennallistaminen, säästöpuuryhmien kulottaminen sekä alueen metsäpalot. Jäljempänä kuitenkin mainitaan, että yksityisille metsänomistajille on annettu tietoa kulotuksen soveltuvuudesta metsänuudistamiskohteen maanpinnan käsittelytapana, joten voimme olettaa kulotettuun pinta-alaan laskettavan myös maanpinnan käsittely kulotuksen avulla metsänuudistamiskohteissa.

Kulotettu pinta-ala vuosina 1998–2002 saadaan Metsäntutkimuslaitoksen Metsätilastollisesta vuosikirjasta (Metsätilastollinen vuosikirja 2004). Kirjan kulotusluvut huomioivat vain metsänhoidollisen kulotuksen – eivät siis metsän ennallistamiseen liittyvää kulotusta tai metsäpaloja. Vuosien 1998–2002 kulotetut pinta-alat näkyvät alla olevassa taulukossa (taulukko 3).

Taulukko 3. Taulukossa on lueteltu vuosien 1998–2002 kulotetun pinta-alan määrä ja kulotetun pinta-alan jakautuminen yksityismetsien, metsäteollisuuden omistamien metsien ja metsänhallituksen metsien välille (Metsätilastollinen vuosikirja 2004).

Vuosi	Kulotettuala (ha)	Yksityismetsät	Metsäteollisuus	Metsähallitus
1998	600	200	-	400
1999	1300	500	0	800
2000	500	300	0	200
2001	2300	700	100	1500
2002	2000	800	300	1000

Metsänhoidollisesti kulotettu alue on vuosina 1998–2002 ollut yhteensä 6700 ha, keskimäärin 1340 ha/vuosi. Käytännössä kriteeri ei kuitenkaan vaadi, että kulotus pidettäisiin tällä tasolla. Jos lasketaan kuinka paljon keskimäärin metsää on palanut vuodessa metsäpaloissa viimeisen 20 vuoden aikana, saadaan luvuksi 482 ha. Oletettavissa on, että sertifiointikaudenkin aikana metsäpaloja syntyy. Jos metsäpalojen määrä vastaisi kahdenkymmenen vuoden keskimäärää, olisi tarvittava kulotetun alueen koko enää 4288 ha, eli metsäpalot kattavat noin kolmanneksen tarvittavasta kulotusmäärästä. Polttamalla tehty ennallistaminen sen sijaan ei vaikuta vaadittuun kulotusmäärään läheskään yhtä paljon. Polttamalla ennallistamista on tehty vuoteen 2002 mennessä 363 ha (Metsätilastollinen vuosikirja 2004). Luku jakautuu useamman vuoden ajalle, joten vuosittaiset metsän polttomäärät eivät ole suuria. Ennallistamistyöryhmän ja Etelä-Suomen metsien suojelutoimikunnan toimikunnan tavoitteena on polttamalla ennallistaa 1320

hehtaaria metsää vuosina 2003–2012, tämä tarkoittaa noin 132 hehtaaria vuodessa (Hokkanen ym. 2005).

Aikaisemmat metsäsertifiointikriteerit vaativat kulotuksen tason nostamista kaksinkertaiseksi vuosiin 1993–1997 verrattuna. Metsäpaloja ei huomioitu. Kriteeri ei kuitenkaan toteutunut kovin hyvin: kulotuksen määrä nousi vain noin 12 %. Uusissa kriteereissä onkin kulotusvaatimusta selvästi lievennetty. Käytännössä kriteeri siis tuskin vaikuttaa nykyiseen metsänhoidon käytäntöihin – se pikemminkin vahvistaa jo olemassa olevia käytäntöjä. Kriteeri saattaa hidastaa kulotettavan alueen pienentymistä, mutta se ei vaadi kulotettavan alueen lisäämistä.

Tutkimuksen haastatteluissa ja kyselyissä tuli esiin useita syitä vähäisiin kulotusmääriin:

- kustannukset
- sopivien kohteiden puute
- osaavan työvoiman puute
- sääolosuhteet
- hakkuutähteiden keruu energiantuotantoon

Kulotus vaatii useamman henkilön työpanoksen, mikä nostaa sen kustannuksia. Rahallisen tuen hakeminen kulotukselle on ollut hankalaa. Tilannetta ollaan kuitenkin ilmeisesti korjaamassa. Sopivia kulotuskohteita on ollut paikoin vaikea löytää – kulotus vaatii laajemman alueen ja yksittäisten metsänomistajien hakkuualueet eivät aina sovellu kulotukseen. Kulotuksen aikaansaamiseksi tarvittaisiin lisää yhteistyötä metsänomistajien kesken, jotta useamman metsänomistajan hakkuualueet voitaisiin yhdistää kulotusta varten. Alueiden kulotuksista on paikoin vastannut muutama aktiivinen kulotushenkilö. Usein he ovat olleet iältään jo vanhempia henkilöitä, ja heidän jäätyään eläkkeelle myös kulotusosaamista katoaa työmarkkinoilta. Sääolosuhteet vaikuttavat luonnollisesti kulotuksen onnistumiseen – sateisena kesänä kulottaminen ei ole mahdollista. Lisäksi lisääntyvä hakkuutähteiden kerääminen asettaa haasteita kulotukselle, sillä kuivat kannot ja hakkuutähteet ovat tärkeitä kulotuksen onnistumisen kannalta.

Kriteerin mittaamiseen liittyy myös ongelmia. Sertifikaattia myönnettäessä ei voida tietää, kuinka paljon sertifiointikautena tullaan kulottamaan. Tämä voidaan todeta vasta kun sertifiointikausi on jo ohitse ja sertifikaatti vanhentunut. Nähtäväksi jää, tullaanko kulotusvaatimusta tarkistamaan jälkikäteen, ainakaan vanhan sertifikaatin toteutumattomia kulotusmääriä ei ole kriteerien lievennyttyä huomioitu täysmääräisinä uudella sertifiointikaudella.

Kulotuskriteeri kiinnittää huomiota tärkeään metsien monimuotoisuuteen vaikuttavaan seikkaan eli paloympäristöihin. Kulotuskriteeri kuitenkin koetaan hankalana – kulottaminen vaatii niin osaamista kuin resurssjakia ja yksin metsäsertifiointi tuskin takaa riittävän (tässä tapauksessa metsäsertifiointin vaatiman) kulotusmäärän talousmetsissä. Lisäksi mikäli kulotusta harjoitetaan nimenomaisesti metsän monimuotoisuuden lisäämiseksi, tulisi metsäsertifiointikriteerissä kiinnittää enemmän huomiota kulotusalueelle jätettävän puun määrään. DPSIR-kehikkoa soveltaen kriteerin aiheuttama parannus biodiversiteetin komponenttien tilassa voi kriteerin toteutuessa määrällisesti olla merkityksellinen, eli kulotuksen käytön väheneminen voi hidastua, mutta laadullisesti, eli palon voimakkuuden ja sen synnyttämän kuolleen palaneen puun suhteen, se ei välttämättä ole riittävä. Näin ollen kulotuskriteerin biodiversiteettivaikutus jääneekin vähäiseksi.

4.1.5 Kriteeri 16: Vesistöjen ja pienvesien varteen jätetään kiintoaine- ja ravinnekuormitusta sitova suojakaista

Kriteerin 16 mukaan vesistöjen ja pienvesien varteen jätetään kiintoaine- ja ravinnekuormitusta sitova, vähintään 3–5 metriä leveä suojakaista, jonka maanpintaa ei rikota puunkorjuussa ja jota ei muokata, lannoiteta eikä sille levitetä kemiallisia torjunta-aineita. Suojakaistan tarkoituksena on vähentää vesistöjen ravinnekuormitusta, ei suojella rantalajistoa, ja näin ollen suojakaistan varjostukseen tai kosteusolosuhteisiin, jotka vaikuttavat puolestaan voimakkaasti elinympäristön lajistoon, ei kiinnitetä huomiota. Suojakaistan alueella voidaan tehdä hakkuita ja metsänhoitotöitä, mutta suojakaistan pituudesta yli 90 prosentilla maanpinta tulee säilyä rikkoutumattomana. Vaikka kriteerin tarkoitus on ensisijaisesti vesien suojeleminen, voi sillä olla merkitystä myös metsien monimuotoisuudelle, sillä rantametsät ovat monesti lajirikkaita alueita, ja Suomessa on paljon kriteerin tarkoittamia vesialueita, joiden reunoille ei ilman sertifiointia jätettäisi suojakaistoja.

4.1.5.1 Suojakaistakriteerin DPSIR-kehikko

DPSIR-kehikkoa sovellettaessa voidaan muutokset biodiversiteetin komponenttien tilassa ja biodiversiteettivaikutukset arvioida seuraavasti:

Muutokset biodiversiteetin komponentin tilassa:

Tehokkaat metsätaloustoimenpiteet muuttavat rantametsiköiden luontaista suojakaistakriteeriä ja puulajisuhteita.

Biodiversiteettivaikutukset: Rantametsikön luontaiset eliölajit kärsivät metsätaloustoimenpiteiden aiheuttamista muutoksista niiden elinympäristössään.

Metsäsertifiointitoimenpiteet: Suojavyöhykkeen jättäminen hakkuu- ja vesialueen väliin vesistöihin ja pienvesiin rajoittuvien hakkuiden yhteydessä.

Ranta-alue voidaan jakaa kolmeen vyöhykkeeseen, akvaattiseen, ranta- ja vaikutusvyöhykkeeseen. Akvaattisella vyöhykkeellä tarkoitetaan itse vesialuetta, joten rantametsän kannalta olennaisia ovat ranta- ja vaikutusvyöhyke. Rantavyöhyke on aluetta, joka ajoittain peittyy veden alle. Sille ominaista kasvustoa ovat kosteuteen sopeutuneet ranta- ja suokasvillisuus. Vaikutusvyöhyke taas on alue rantavyöhykkeen ja kangasmetsän välillä (Berqvist 1999). Rantametsien vallitsevat puulajit ovat lehtipuita, joita tulviminen, rehevyys ja rantavyöhykkeen valoisuus suosivat. Märillä ja rehevillä rannoilla on etenkin terva- ja harmaaleppiä (*Alnus glutinosa*, *Alnus incana*), hieskoivuja (*Petula pubescens*), tuomia (*Prunus padus*), raitoja (*Salix caprea*), jalavia ja muita pajuja. Myös harvinaisia jaloja lehtipuita esiintyy Etelä-Suomen rantametsissä (Keto-Tokoi 2004). Mikäli rantametsä peittyy ajoittain veden alle (tulvametsä) katsotaan se kuuluvan kriteerin 10 kohdan c suojeltaviin luontokohteisiin, jolloin tietenkään suojavyöhykekriteeri ei enää varsinaisesti koske tätä kohdetta.

Rantametsien uudistushakkuut muuttavat pienvesien valo- ja mikroilmastoa sekä niihin tulevaa karikemäärää ja valumaa. Metsänhoito rannoilla voi muuttaa alueen puulajisuhteita ja tehdä lehtipuuvaltaisesta rantametsästä havupuuvaltaisen. Lisäksi vesistöön kaatuvan, monille sammalille ja lahottajille tärkeän puun määrä vähenee (Berquist 1999). Rantametsien hakkuut ja hoitotoimenpiteet kokonaisuudessaan vähentävät rantametsien monimuotoisuutta ja tekevät niistä kangasmetsien kaltaisia (Keto-Tokoi 2004). Hakkuiden negatiivisia vaikutuksia voidaan

vähentää jättämällä ranta-alueille suojakaista (Murphy ym. 1986, Triquet ym. 1990, Naiman 1993).

4.1.5.2 Suojakaistakriteerin vaikutus metsän monimuotoisuuteen

Vaikutukset metsäluontoon

Rantavyöhykkeen leveys vaihtelee muun muassa rannan korkeuserojen ja tulvimismäärien mukaan. Luonnon monimuotoisuuden kannalta tärkeimpiä ovat kostean ja rehevän rantavyöhykkeen omaavat alavat rannat. Tällaisella ranta-alueella on usein erilaisia kasvillisuusvyöhykkeitä, rantaniittyä, pensaikkoa ja lehtimetsää (Keto-Tokoi 2004).

Ranta-alueet ovat hyvin lajirikkaita ja heterogeenisiä ympäristöjä (Gregory ym. 1991). Korvenpään ym. (2002) tutkimuksen mukaan pienvesien rannat ovat tärkeitä elinaluetta monille putkilo- ja sammalkasveille. Eri kohteiden välinen lajistollinen vaihtelu on myös huomattavaa, mikä korostaa suojeltavien kohteiden määrän tärkeyttä. Ranta-alueet ovat lisäksi monien hyönteisten, sammakkoeläinten ja jäkälien elinaluetta. Hyönteisiä syövät lintu- ja lepakkolajit suosivat ravintorikasta ranta-aluetta pesimäalueenaan, kanalintujen poikueet ruokailualueena (Keto-Tokoi 2004). Rantametsät ja puronvarret tarjoavat myös sopivia vaellusreittejä, suojaa ja lisääntymisalueita eri lajeille (Edenius 1995).

Ranta-alueella on oma pienilmastonsa, johon liittyy esimerkiksi alueen lämpötila, kosteus ja valoisuus. Nämä tekijöillä on vaikutusta muun muassa kasvien itämiseen ja kasvuun (Crawley 1997). Puuston tuoma varjostus ja suoja ranta-alueelle ovat tärkeä osa elinpaikan pienilmastoa. Voimakaan harvennuksen tai avohakkuun seurauksena monet kasvit, kuten saniaiskasvustot, korpi-imarre (*Thelypteris phegoteris*) ja käenkaali (*Oxalis acetosella*), menettävät elintilaa (Lehto 1987). Samoin akvaattisella tai rantavyöhykkeellä elävät sammaleet kärsivät varjostuksen vähentymisestä ja epifyyttiset jäkälät reunavaikutuksen lisääntymisestä (Hylander ym. 2000, Mönkkönen 1998).

Puuston säilymisen lisäksi suojavyöhykkeen leveydellä on vaikutusta alueen pienilmastoon (Brosofske ym. 1997). Suojavyöhykkeen leveysosuudet metsälajiston hyvinvoinnin näkökulmasta vaihtelevat. Tutkimustuloksia tulkittaessa on hyvä muistaa, että ne koskevat metsäisiä suojavyöhykkeitä, mutta metsäsertifioinnin suojavyöhykkeellä ei välttämättä ole puita. Metsäpuroille tyypillinen kasvisto näyttäisi rajoittuvan kolmeen metriin puron rannasta (Selonen ym. 2006), purosta kauemmas mentäessä muuttuu kasvisto rantalajeista metsälajeiksi. Kapealla suojavyöhykkeellä alueen lajimäärä ja lajiversiteetti vähenee ajan myötä. Tähän voi tosin mennä vuosia: Selosen ym. (2006) tutkimuksen mukaan 30 vuodessa menetetään 50 % lajiversiteetistä. Brosofske ym. (1997) tutkimuksen perusteella suojavyöhykkeen leveyden tulisi olla vähintään 45 m molemmin puolin puroa, jotta ranta-alueen pienilmasto säilyisi muuttumattomana. Olsenin mukaan (1995) suojavyöhykkeen tulisi olla satoja metrejä leveä, jotta kaikilta reunavaikutuksilta vältyttäisiin. Sammaleet ja linnut taas näyttäisivät vaativan yli 15 metrin suojavyöhykettä elinpaikkansa turvaksi (Hylander ym. 2000, Pearson & Manuwal 2001). Spackmanin ja Hughesin mukaan (1995) vaadittu suojavyöhyke leveys olisi 10–175 metriä lajista ja vesialueesta riippuen. Vesistövaikutusten vähentämiseksi suojakaistan leveys tulisi olla yli viisi metriä, 20 metrin suojavyöhykeleveydellä vesistövaikutukset ovat jo lähes olemattomia (Nyberg & Eriksson 2001). Metsäsertifioinnin vaatima 3–5 metrin suojavyöhyke on siis edellä mainittuun suosituksiin verrattuna liian kapea. Käytännössä suojavyöhykkeen leveys metsälakikohteilla näyttäisi olevan esimerkiksi Lounais-Suomessa 5–10 metriä (Kajava ym. 2002). Ruotsissa metsäyhtiöt käyttävät 10–15 metrin suojavyöhykettä. Tapion suositus

metsälakikohteiden suojavyöhykkeen leveydeksi on 10–30 metriä, muille kohteille ei anneta tarkkaa metrimäärää. Metsänomistajien näkemyksistä sopivan suojakaistan leveydestä antaa viitteitä Hietala-Koivu ym. tutkimus (1999), jonka mukaan viljelijät pitäisivät peltoalueilla 1–3 metrin ja muut kuin viljelijät 2–6 metrin suojakaistaa sopivana.

Vaikutukset uhanalaisiin lajeihin

Uhanalaisista lajeista 10,8 %:lle rannat ovat ensisijainen elinympäristö; jos uhanalaisten lajien kaikki elinympäristöt huomioidaan, nousee luku 16,5 %:iin. Hävinneistä lajeista rantalajeja on ollut 4 %, silmälläpidettävistä 15 %. Järvien ja jokien rannoilla asuu noin 4 % uhanalaisista lajeista, yhteensä 56 lajia (Rassi ym. 2001).

Uhanalaisten rantalajien lukumäärä kaksinkertaistui vuoden 2000 uhanalaisarvioinnissa verrattuna vuoden 1990 arviointiin. Sisävesien rantaelinympäristöistä tärkeimpiä ovat luhtarannat. Metsäluhdat onkin metsäsertifiointikriteerissä huomioitu myös kohdassa 10c, arvokkaat elinympäristöt. Vaikka ranta-alueita pidetään tärkeinä elinalueina etenkin sammalille ja putkilokasveille, uhanalaisia rantalajeista suurin osa on hyönteisiä. Sisävesien rannat ovat ensisijainen elinympäristö esimerkiksi 5 sammallajille, 16 putkilokasvilajille, 4 kääväkäsajille, 7 perhosajille ja 21 kovakuoriaislajille (Rassi ym. 2001).

Vaikutus metsänhoidon käytäntöihin

Ranta-alueiden käsittelyyn vaikuttaa paitsi metsäsertifiointi, myös rantojen suojeleohjelma, vapaaehtoinen suojele (lähinnä maisemasyistä) ja lainsäädäntö. Rantojen suojeleohjelmaan kuuluu 127 ranta-alueita, joista 98 on järviluontoaluetta. Suomen kokonaisrantaviivasta se kattaa noin 3 %. Ohjelma sai alkunsa vuonna 1990 ja siitä on nykyisin toteutumatta reilusti yli puolet (Metsätilastollinen vuosikirja 2004, Alanen ym. 1999). Sen eteneminen on ollut verrattain hidasta ranta-alueiden korkean hinnan vuoksi. Ylikosken ym. (2004) vuosien 1988–1991 Etelä-Savon metsäkeskuksen alueella tehdyn uudistushakkuisiin perustuvan tutkimuksen mukaan järvien ja jokien lähellä olevat metsiköt ovat jo ennen metsäsertifiointia jääneet todennäköisemmin hakkaamatta kuin kauempana sijaitsevat metsät. Tähän on vaikuttaneet maisemalliset syyt: rantaan halutaan jättää järveltä katsottuna kaunis maisemallinen suojakaista. Pienvesiin (purojen ja lampien) läheisyys taas ei näyttänyt vaikuttavan uudistushakkuisiin. Suojakaistaa kuitenkin suositellaan pienvesien rantaan metsänhoidon suosituksissa (Metsätalouden... 2006i) ja luonnontilaisia pienvesien rantoja suojellaan Metsälain 10 §:n 1 momentin avulla, jonka mukaan lähteiden, purojen, pysyvien vedenjuoksu-uomien ja pienten lampien välittömät lähiympäristöt tulee turvata (Niskala 2003). Myös muut metsälain tärkeät elinympäristöt tai luonnonsuojelulain kohteet saattavat rajoittaa vesialueen rantaan, jolloin ranta-aluekin tulee suojelluksi. Muun muassa tulvaniityt, lehtipuuluhdat, rehevät korvet, lehdot ja lehtimetsät esiintyvät usein nimenomaan rannoilla ja niiden läheisyydessä (Keto-Tokoi 2004). Metsälain tarkoittamia purojen ja norojen lähiympäristöjä on METE-kartoituksessa löytynyt 41 745 kpl yhteispinta-alaltaan noin 24 900 hehtaaria. Kiellettyä kohteilla on voimakkaasti maaperään ja puustoon vaikuttava toiminta. Yksittäisiä puita voi kuitenkin kohteelta korjata talteen (Yrjönen 2004, Metsätalouden... 2006i). Käytännössä siis Metsälain 10 § ensimmäinen kohta muistuttaa tältä osin metsäsertifioinnin kriteeriä 15. Metsäsertifiointikriteeri suojakaistan leveys, 3–5 m, sen sijaan on metsälakikohteiden käsittelysuositusten 10–30 metriä huomattavasti pienempi (Metsätalouden... 2001). Metsälaista poiketen metsäsertifioinnin suojakaistakriteeri koskee kuitenkin kaikkia pienvesien rantoja (meret, järvet, lammet, joet, purot ja lähteet) ja tämä lisää merkittävästi suojeltavan / varovaisesti käsiteltävän ranta-alueen pinta-alaa. Metsälain ja metsäsertifioinnin positiivisia monimuotoisuusvaikutuksia lisää

metsänomistajien tietämättömyys. Metsänomistajien tietoisuus mahdollisuudesta puiden korjuuseen metsälakikohteiden ranta-alueilta on rajoittunutta: yleinen käsitys on, että viiden metrin etäisyydeltä pienveden rannasta ei saisi poistaa lainkaan puuta (Hänninen & Kurttila 2004). Oletus puiden korjuukiellosta ranta-alueilla koskee haastattelujen perusteella myös jossain määrin metsäsertifiointia.

Siitonen ym. 2004 ovat inventoineet metsälakipurojen lajistoa ja verranneet metsälakipurokohteita metsäalueisiin. Metsälakikohteet näyttäisivät tutkimuksen mukaan olevan tärkeitä ainakin lehtipuulajeille. Lajikoostumukseen vaikuttavat kuitenkin voimakkaasti paitsi kohteen sijainti puronvarressa tai metsäalueella, myös puuston ikä, lahoppumäärä ja puulajisuhteet – lahoppuuston määrä selitti tutkimuksen mukaan noin puolet lajimäärän vaihtelusta. Mikäli metsäsertifiointin suojakaistakriteerin vaikutuksesta pienvesistöjen rannoille jätetään enemmän puita, vaikka kriteeri ei sitä vaadikaan, voi rantojen lahoppumäärä ja lehtipuuvaltaisuus ajan myötä lisääntyä, jolloin myös kohteiden merkitys monimuotoisuudelle lisääntyy pitkällä tähtäimellä. Tätä oletusta tukee Korvenpään ym. (2002) tutkimus, jonka mukaan metsälakikohteiden ja muiden pienvesien rantakohteiden lajimäärien erot eivät ole suuria. Metsälakikohteilla uhanalaisen lajiston määrä tosin oli muihin alueisiin verrattuna suurempi.

Suojakaistakriteerin tarkempien monimuotoisuusvaikutusten selvittäminen vaatisi kenttätutkimusta etenkin suojakaistan leveyteen liittyen. DPSIR-kehikon näkökulmasta olemassa olevan tutkimuksen valossa 3–5 metrin suojakaistan vaikutukset biodiversiteetin komponenttien tilaan ja tätä kautta biodiversiteettiin eivät ole suuret. Kriteerin vaikutusta voitaisiin parantaa varmistamalla lahoppuun muodostuminen alueelle ja kiinnittämällä huomiota suojakaistalle jätettävään puustoon, jolloin alueen valo- ja kosteusolosuhteet olisivat suotuisemmat useammalle ranta-alueen lajille.

4.1.6 Metsäsertifiointin epäsuorat ekologiset vaikutukset

Metsäsertifiointiin liittyviä teemahaastatteluja analysoitaessa kävi ilmi, että metsäsertifiointilla on paitsi suoria ekologisia vaikutuksia, myös epäsuoria ekologisia vaikutuksia. Suorat vaikutukset liittyvät sertifiointikriteeristön vaatimusten mukaiseen metsänhoitoon ja hakkuutoimenpiteisiin. Epäsuorat vaikutukset taas liittyvät metsäsertifiointin aiheuttamiin muutoksiin metsäsektorin verkoston käyttäytymisessä, jotka tukevat ekologisia toimenpiteitä metsänhoidossa. Metsäsertifiointin sidosryhmien voidaan katsoa muodostavan löyhästi yhtyeensidotun organisaation ja metsäsertifiointi on vaikuttanut ennen kaikkea tämän organisaation organisaatiokäyttämiseen – sen viestintään, vuorovaikutukseen ja tehokkuuteen. Haastattelumateriaalia analysoitaessa esiin nousivat seuraavat epäsuoriin ekologisiin vaikutuksiin liittyvät teemat: teoriasta käytäntöön, kvalitatiivisesta kvantitatiiviseen, yhteinen käytäntö, viestinnän lisääntyminen, koulutus sekä kriteerien määrittely ja toteutus.

4.1.6.1 Teoriasta käytäntöön, kvalitatiivisesta kvantitatiiviseen

"...se (metsäsertifiointi) on konkretisoitunut tämän paljon puhutun metsien kestävyyskäsitteeseen. Se on niin sanotusti jalkautettu sinne maastoon..."

Kysyttäessä metsäsertifiointin hyötyjä, monet haastateltavat mainitsivat metsäsertifiointin muuttaneen teorian käytäntöön. Suuri osa metsäsertifiointin ekologisista vaikutuksista perustuu jo olemassa olevaan metsälainsäädäntöön ja luonnonsuojelulainsäädäntöön, mutta vasta metsäsertifiointin on koettu laajassa mittakaavassa jalkauttaneen lainsäädännön vaatimukset

toimenpiteiksi metsässä. Metsäsertifiointin tehokkuus teorian muuttamisessa käytäntöön liittyy sen motivoivaan vaikutukseen. Metsäsertifiointi käyttää motivointiin vanhaa, Charles W. Taylorin tieteellisen liikkeenjohdon suosittamia työntekijöiden motivointikeinoja – valvontaa, palkkiota ja rangaistusta. Charles W. Taylorin neuvoista poiketen tosin palkkiot ja rangaistukset eivät ole materialistisia (Taylor 1913). Mikäli auditointi sujuu hyvin, saa metsäkeskusalue sertifikaatin ilman ehtoja ja auditoinnin kohteena olleet metsäorganisaatiot voivat "...kokea ansaittua ylpeyttä sit kun se tarkastus käy ja todetaan, että homma on ok...". Jos puutteita löytyy, tulee ne korjata. Auditoinnit tuovat metsäsertifiointiprosessiin "ryhtiä" ja "jämmäkkyyttä". Toisaalta auditointi on voitu kokea liiankin kriittisenä, jolloin se ei motivoi toteuttajaa: "Siitä (metsäsertifiointista) on kustannuksia, siitä on töitä ja auditoinnin jälkeen, ethän sä ole tehnyt koskaan mitään hyvää, järkevää tai mielekäästä".

Metsäsertifiointin hyödyksi mainittiin myös usein sen mukanaan tuoma ohjeiden noudattamisen mitattavuus. Metsäsertifiointi on tuonut metsänhoidon ohjeistuksen käytännön tasolle, antanut aikaisempaa ohjeistusta tarkemmat ohjeet ja tehnyt toimista mitattavia. Metsäsertifiointin kenties merkittävin ekologinen vaikutus liittyyneekin järjestelmän antamaan helposti ymmärrettävään ohjeistukseen ja kriteerien noudattamisen valvontaan.

"Jos sanotaan ne metsänhoitosuosituksat ja tämmöset monimuotosuosituksen omaiset, niin sertifioinnin kautta ne on tullut käytäntöön. Ne on aidosti olemassa..."

4.1.6.2 Yhteinen käytäntö ja viestinnän lisääntyminen

"...onhan hyvin paljon jotkut huomionut näitä ja on jättänyt säästöpuita ja muita jo ennenkin. No mitäs tää toi sitten muutosta. Niin se toi sen, että se on nyt kaikilla, jätetään, tai toi siitä rutiinin."

Metsäsertifiointin koetaan paitsi konkretisoineen ekologisia metsänhoidonsuosituksia, myös yhtenäistäneen käytäntöjä. Metsäsertifiointin myötä kaikkien toimijoiden tulee toimia samojen ohjeiden mukaan ja tämän koetaan selkeyttäneen metsäsektorin toiminnan kenttää ja sen pelisääntöjä. Haastateltujen kommentteista voi päätellä, että ennen metsäsertifiointia eri metsäorganisaatioiden viestinnän sisältö ei ole aina ollut yhdenmukaista. Metsäsertifiointi on luonut yhteisen käytännön ja poistanut eri suunnista tulevan viestinnän ja toimintaohjeistuksen ristiriitaisuuksia.

Yhteinen toimintamalli parantaa osaltaan kommunikaatiota ja tiedonvälitystä toimijoiden välillä. Metsäsertifiointi on "parantanut ja monipuolistanut keskustelua metsänhoidosta" ja lisännyt yhteyksiä eri toimijoiden välillä: "Ei ehkä muuten olis (ilman metsäsertifiointia) sitten niin laajasti niitä yhteyksiä eri toimijoiden kesken". Vaikka käytäntöjen yhtenäistyminen koetaan positiivisena, puhuttaessa metsäsertifiointin yhtenäistävästä vaikutuksesta yksi haastatelluista toi esiin, että käytäntöjen yhtenäistämällä voi olla myös negatiivinen vaikutus luonnon näkökulmasta – yhtenäiset käytännöt voivat pitkällä aikavälillä vähentää elinympäristöjen monimuotoisuutta. Jotkin ekologiset metsäsertifiointikriteerit koetaan myös vanhojen oppien perusteella kyseenalaisiksi: arvokkaiden elinympäristöjen alueella saa tehdä poimintahakkuita, jotka on aikoinaan todettu huonoksi metsänhoidon käytännöksi; säästöpuina luontoon jätetyt havupuut tulisi jättää lahomaan maahan niiden kaaduttua, vaikka aikaisemmin metsänhoidossa on opetettu, että havupuut tulee aina kerätä maastosta hyönteistuhojen estämiseksi. Uusien käytäntöjen oppimisen lisäksi metsäsertifiointi vaatiikin myös asenteiden muutosta kohti ekologisempaa metsänhoitoa.

Vaikka metsäsertifiointi yhtenäistää metsänhoidon käytäntöjä, se ei ole kokonaisuudessaan vielä onnistunut yhtenäistämään eri sidosryhmien asenteita metsänhoitoon tai metsäsertifiointiin itseensä. Kysyttäessä mielipidettä sertifiointikriteerien tasosta ja niiden vaikuttavuudesta metsäekologiaan jonkun mielestä "Kriteeri antaa mahdollisuuden melkein touhuta mitä vaan ekologisessa mielessä", toisen mielestä "No kyllä tämä sopiva taso on, jos ajatellaan että se vaikuttaa myös käytäntöön" ja kolmannen mielestä "Kyllä se (metsän monimuotoisuus) säilyisi ilman näitä kriteerejäkin". Ristiriidoista huolimatta metsäsertifiointi on kuitenkin antanut toimijoille kanavan yhteistyöhön ja vuorovaikutukseen.

4.1.6.3 Koulutus

Metsäsertifiointi on tuonut mukanaan paljon koulutusta. Kriteeristö jo itsessään pitää sisällään vaatimuksen koulutukseen, sillä kriteerin 21 mukaan työntekijöiden osaaminen ja työkyky tulee varmistaa. Vanha kriteeristö oli tässä kohtaa vielä tiukempi: sen mukaan vuosittain vähintään 20 % alueella toimivien metsäorganisaatioiden toimihenkilöistä, metsätyöntekijöistä ja metsäkoneen kuljettajista tuli saada täydennyskoulutusta, johon sisältyi muun muassa biologiseen monimuotoisuuteen liittyvää koulutusta. Metsänomistajien metsäosaamisen lisäämisvaatimus on pysynyt kriteeristössä samana, mutta uudessa kriteeristössä vaaditaan myös lasten ja nuorten metsäosaamisen lisäämistä.

Metsäsertifiointin vaikutus metsäsektorin työntekijöiden koulutuksessa näkyy nimenomaisesti metsäsertifiointiin liittyvänä koulutuksena sekä luonnonhoitotutkintojen suorittamisen lisääntymisenä. Haastatteluissa kävi ilmi, että metsäorganisaatiot ovat järjestäneet metsäsertifiointi-infotilaisuuksia, joissa on käyty läpi nimenomaisesti metsäsertifiointikriteeristöön liittyviä asioita. Tilaisuuksia pidetään etenkin auditointien tuloksiin ja niiden esiin tuomiin poikkeamiin liittyen. Luonnonhoitotutkintoja alettiin järjestää vuonna 1997. Metsäsertifiointin alettua vuonna 1999 luonnonhoitotutkintojen suorittajien määrä lisääntyi selvästi 678 hengestä 1050 henkeen. Sittemmin kurssilaisten määrä on vaihdellut vuositasolla 1269 ja 887 hengen välillä. Tutkinnon suorittajista suurin osa on ollut konekuskaja ja toimihenkilöitä, jotka ovat tulleet kursseille firmojen ja metsäorganisaatioiden kautta. Toimihenkilöistä jo suurin osa onkin hankkinut luonnonhoitotutkinnon, konemiesten osalta, jotka siis käytännössä toteuttavat maastossa kriteerejä, tilanne ei ole vielä yhtä hyvä. Metsänomistajia kurssilaisista on ollut vain pieni osa (Metsän... 2006e, Häggman henkilökohtainen tiedonanto 21.4.2006).

Koulutuksen lisääntyminen on varmasti parantanut luonnonhoidon osaamista metsissä ja hakkuissa. Lisäksi haastatteluissa esiin tullut toimijoiden asenteiden muutos myönteisemmäksi niin metsäsertifiointia kuin metsän monimuotoisuuden säilyttämistä kohtaan osaltaan varmasti perustuu koulutukseen ja tiedon lisääntymiseen. Metsänomistajien metsäsertifiointiosaamista pidetään kuitenkin riittämättömänä. Osaltaan tämä johtaa siihen, että "sitoutuminen on passiivista". Metsänomistajat ovat kriittinen sidosryhmä metsäsertifiointille, etenkin koska he käytännössä maksavat suurimman osan metsäsertifiointin kustannuksista joko suoraan vähentyneinä hakkuutuloina tai välillisesti esimerkiksi osana metsänhoitoyhdistysten jäsenmaksua. Koulutusta ja tiedotusta metsänomistajien suuntaan tulisikin haastateltavien mukaan lisätä. Lisäksi uuden kriteeristön mukana tulleista muutoksista voitaisiin tiedottaa enemmän ja järjestää koulutuksia.

4.1.6.4 Kriteerien määrittely ja toteutus

Metsäsertifiointihaastatteluissa kysyttiin myös kriteerien määrittelyn tarkkuudesta ja metsäsertifioinnin toteutuksen onnistuneisuudesta. Metsäsertifioinnin hyödyt eivät toteudu täysimääräisinä, mikäli kriteerien tulkinnassa on poikkeamia tai mikäli kriteerien toteutus on hankalaa käytännön metsätyössä. Yleisellä tasolla oltiin tyytyväisiä kriteerien määritelmiin, vaikka hankaluksiakin määrittelyssä löytyi. Vaikeimpina kriteereinä koettiin juuri tärkeimmät ekologiset kriteerit, eli säästöpuukriteeri, arvokkaat elinympäristöt -kriteeri ja suojakaistakriteeri. Säästöpuukriteeriä toteutetaan yli metsäsertifioinnin vaatimustason ja aina säästöpuiden valinta ei ole helppoa. Hakkuissa säästöpuiden valintaa helpottaisi päätöksen tekeminen ennen hakkuuta ja säästöpuiden merkitseminen maastoon. Näin ei kuitenkaan aina tehdä. Arvokkaiden elinympäristöjen kohdalla hankaluudet koskevat elinympäristöjen rajausta, tunnistamista ja elinympäristöjen alueella sallittujen hakkuutoimenpiteiden laajuutta. Suojakaista kriteerin toteutusta hankaloittavat etenkin hakkuuolosuhteet talvella, jolloin konemiehen voi olla vaikeaa havaita pienempiä puroja. Kulotuskriteerin määrittely koettiin selkeänä, mutta sen käytännön toteuttaminen vaikeana.

Kriteerien toteutus vaatii paljon tietoa. Haastatteluissa esiin tulleet kriteerien toteuttamisen ongelmat liittyivät useimmiten tiedon puutteeseen. Tiedon saantiin liittyviä ongelmia on kartoittanut jo aikaisemmin Lauri (2000) pro gradu -tutkielmassaan ja osa hänen huomioistaan on saman suuntaisia tämän haastattelun tulosten kanssa. Haastattelujen mukaan kaikkien hakkuualueiden kaikkia arvokkaita elinympäristöjä ei ole kartoitettu, tai vaikka olisikin, hakkuun suorittava konemies ei välttämättä saa niistä tietoa. Metsäsertifioinnin 10c kohteita ei ole kartoitettu ja tieto pohjavesialueista ja suojelualueista tai esimerkiksi metsäsuunnittelun peitosta tilakoon mukaan suhteutettuna, voi myös olla puutteellista.

4.2 Metsäsertifioinnin kustannukset

Metsäsertifioinnissa kustannuksia aiheuttaa itse sertifiointitapahtumasta ja sertifioinnin vaatimista toimenpiteistä. Sertifiointi aiheuttaa neljä eri kustannuslajia: sertifiointitapahtuman kustannukset, hakkuutulosten pienentyminen, koulutuskustannukset ja lisätyökustannukset eri metsäsertifioinnin sidosryhmien organisaatioissa.

Sertifiointitapahtuman kustannuksia lisää sen työvoimaintensiivisyys; suorittaakseen työnsä auditoija tarvitsee niin metsäkeskuksen kuin metsänhoitoyhdistyksenkin apua ja mahdollisesti mukana on myös metsänomistajia. Sertifioinnin toimenpiteet taas vähentävät hakkuutuottoja ja aiheuttavat lisäkustannuksia. Hakkuutulosta menetetään muun muassa säästöpuiden ja suojakaistan jättämisen takia. Lisäkustannuksia syntyy etenkin sertifioinnin tuomasta lisätyöstä – esimerkiksi metsäkeskusten ja Metsätalouden kehittämiskeskus Tapion pitäisi kartoittaa ja seurata metsäsertifioinnin sisältämiä arvokkaita elinympäristöjä, metsänhoitoyhdistykset tiedottavat ja seuraavat metsäsertifioinnin toteutumista, metsän korjuun ammatillaiset huomioivat korjuuseen liittyvät metsäsertifiointivaatimukset työssään, yritykset valvovat järjestelmän toteutumista omassa toiminnassaan ja oman arvoketjuna¹² sisällä.

Sertifiointitapahtuman kustannukset ovat suoraa kustannuksia, sertifioinnin vaatimat toimenpiteet epäsuoria kustannuksia. Näistä kustannuseristä selkeästi suurempi on epäsuorien

¹² "Jokainen yritys koostuu joukosta toimintoja, joita tehdään tuotteen suunnittelemiseksi, valmistamiseksi, markkinoimiseksi, toimittamiseksi ja tukemiseksi. Kaikki nämä toiminnot voidaan kuvata arvoketjussa. Yrityksen arvoketju on tapa, jolla se suorittaa yksittäisiä toimintoja... Arvoketju kuvaa kokonaisarvoa..." (Porter 1985). Arvoketju siis kuvaa yrityksen tapaa järjestää toimintonsa ja näiden toimintojen tuottamaa kokonaisarvoa.

kustannusten osuus. Epäsuorien kustannusten laskeminen taas on suoria kustannuksia hankalampaa, sillä usein epäsuorat kustannukset liittyvät paitsi sertifiointiin, myös muihin tekijöihin (esimerkiksi metsälainsäädäntöön tai organisaation normaaliin toimintaan), ja sertifiointin osuuden arviointi kustannuksista ei ole aina yksiselitteistä. Kokonaisvaltaisia tarkkoja arvioita metsäsertifiointin todellisista kustannuksista ei tähän mennessä vielä olekaan esitetty.

4.2.1 Arvioita metsäsertifiointin kustannuksista

Suomen FFCS-metsäsertifiointin kustannuksia ovat arvioineet Malmi (2000) ja Nuolivirta (2004) pro gradu -tutkielmissaan sekä Savcor Indufor (2005) raportissaan. Kaikki edellä mainitut arviot perustuvat alkuperäiseen metsäsertifiointikriteeristöön. Vuonna 2005 voimaan tullut kriteeristö pudotti metsäsertifiointin kustannuksia, koska muun muassa metsäsertifiointiin kuuluvien arvokkaiden elinympäristöjen määrä väheni voimakkaasti ja samoin säästöpuiden määrä ja laatuvaatimukset heikkenivät. Nämä muutokset taas pienentävät metsäsertifiointin vaikutuksia hakkuutuloihin. Nykyisistä kustannuksista voidaan arvioida Metsätalouden kehittämiskeskus Tapion vuoden 2005 luonnonhoidon laadun arvioinnin tietojen perusteella sekä Metsätalostollisen vuosikirjan tietojen perusteella.

Malmin (2000) tutkimus

Malmi (2000) arvioi metsäsertifiointista aiheutuneet kokonaiskustannukset metsäsertifiointin ensimmäisenä vuotena. Arvio perustuu 1) kriteerien aiheuttamiin kustannuksiin, 2) auditointin kustannuksiin ja 3) auditointiin valmistautumisen kustannuksiin. Hänen arvionsa mukaan vuoden 1999 metsäsertifiointikustannukset olivat yhteensä noin 78 milj. euroa¹³, 11 EUR/ha. Laskelmien mukaan metsäsertifiointin suurimmat kustannukset aiheutuvat arvokkaita elinympäristöjä käsittelevästä kriteeristä sekä säästöpuita koskevasta kriteeristä. Myös metsäsertifiointiin valmistautumisesta on aiheutunut huomattavia työkustannuksia. Alla oleva taulukko (taulukko 4) tiivistää Malmin tutkimuksen tulokset.

Taulukko 4. Malmin (2000) tutkimuksen mukaan metsäsertifiointin suurimmat kustannukset johtuvat kriteerien mukaisen toiminnan aiheuttamasta tulojen menetyksestä. Yhteensä kustannuksia Malmi arvioi syntyvän 78,1 milj. EUR, 11,32 €/ha.

Kustannus / suure	Kokonaiskustannus,	
	milj. EUR	€/ha
KRITEERIT		
Arvokkaat elinympäristöt kriteerin kustannukset (n:o 10)	67,24	9,75
Ensiharvennus (n:o 5)	0,03	0,01
Kulutus (n:o 9)	0,13	0,02
Henkilöstön täydennyskoulutus (n:o 14)	0,38	0,05
Metsänomistajien koulutus ja neuvonta (n:o 16)	1,17	0,16
Säästöpuusto (n:o 21)	8,00	1,16
Yht.	76,96	11,15
AUDITOINTI		
Varsinainen sertifiointiauditointi	0,15	0,02
Määräaikaisauditointi	0,06	0,01
Metsäsertifiointitodistus	0,08	0,01
Yht.	0,29	0,04
VALMISTAUTUMINEN (metsänhoitoyhdistykset ja metsäomistajien liitot)		

¹³ Muuntokertoimena markoista euroon on käytetty lukua 5,94573 (Valtiovarainministeriö 2000).

Työkustannukset	0,57	0,09
Suorat kustannukset	0,29	0,04
Yht.	0,87	0,13
YHTEENSÄ	78,1	11,32

Malmi on tutkimuksessaan ottanut huomioon vain kriteerit, joista on eniten kustannusvaikutuksia. Muiden kriteerien kustannusvaikutukset ovat niin vähäisiä, että niillä ei ole suurta merkitystä. Ylivoimaisesti suurin kustannus muodostuu Malmin tutkimuksen mukaan kriteeristä 10, arvokkaat elinympäristöt. Kustannus on laskettu vanhan kriteeristön mukaan, jolloin metsäsertifiointiin kuuluivat Tapion luontolaadun arvioinnin niin sanottuihin 3. luokan kohteet.

Malmin laskelmiin verrattuna on metsäsertifioinnissa tapahtunut kaksi merkittävää muutosta. Ensinnäkin kriteeristö on muuttunut. Malmi on tutkimuksessaan laskenut kriteerin 10 kustannukset olettaen, että metsäsertifioinnin tuoma lisäpinta-ala arvokkaiisiin elinympäristöihin on 1,1 % yksityismetsien metsämaan pinta-alasta. Nykyisen kriteeristön mukanaan tuomien arvokkaiden elinympäristöjen pinta-ala on kuitenkin pienempi, arviolta 0,02 % metsämaan pinta-alasta (Metsätalouden... 2006g). Lisäksi Malmi on huomionnut säästöpuulaskelmissaan myös kasvatushakkuaalueille jätetyn puuston, mitä ei nykyään (eikä aikaisemminkaan) huomioida auditoinnissa. Toiseksi sertifioitu pinta-ala on suurentunut Malmin arvioimasta 14 267 325 hehtaaria 22 milj. hehtaariin. Mikäli Malmin laskelmaa korjataan arvokkaat elinympäristöt -kriteerin osalta pinta-alapudotuksen mukaisesti (1,1 % sijaan käytetään 0,02 %), säästöpuukriteerin kohdalla poistetaan kasvatushakkuiden säästöpuiden kustannukset (30 % säästöpuiden kustannuksista) ja suhteutetaan kriteerien kustannukset 22 milj. hehtaariin, muuttuvat kokonaiskustannukset 78,1 miljoonasta eurosta 6,75 miljoonaan euroon¹⁴. Kustannukset per hehtaari (aikaisemmin 11,32 €/ha) laskevat puolestaan 0,97 €/ha. Kustannukset siis laskevat yli 85 %.

Säästöjä on myös varmasti syntynyt ainakin kulotuskriteerin lieventymisestä. Samoin koulutuskustannukset laskevat ajan myötä, koska suurin osa toimijoista on jo saanut kattavan koulutuksen metsäsertifioinnista ja tarvitsee jatkossa lähinnä asiaa kertaavia tilaisuuksia. Suoraa johtopäätöstä sertifioinnin vuotuisista kustannuksista Malmin tutkimuksen perusteella ei voida tehdä. Malmin kustannusarvio koskee vuotta 1999, metsäsertifioinnin aloitusvuotta, jonka kustannukset poikkeavat myöhemmistä vuosista.

Nuolivirran (2004) tutkimus

Nuolivirta (2004) tutki pro gradu -tutkielmassaan *metsäsertifioinnin puuston metsätaloudellisen käytön kannalta* merkittäviä kustannusvaikutuksia. Nuolijärven tutkimustulokset metsäsertifioinnin kokonaiskustannuksista poikkeavat Malmin (2000) tuloksista. Nuolijärven mukaan säästöpuukriteeristä koituu enemmän kustannuksia kuin arvokkaat elinympäristöt -kriteeristä. Syynä tähän on säästöpuiden määrä verrattuna metsäsertifioinnin lakitason ylittävien arvokkaiden elinympäristöjen määrään. Nuolijärvi myös toteaa, että kustannukset ovat suurempia suhteutettuna pinta-aloihin kuin puuston arvoon. Käytännössä siis metsään jäävien puiden arvo on keskimääräistä alhaisempi – rahallisesti arvokkaita puita ei jätetä mielellään metsään. FFCS-järjestelmän vaatimuksista johtuen jää metsätaloustoimenpiteiden ulkopuolelle

¹⁴Kriteerin 10 kustannusten muutokseen käytetyn laskutoimituksen suuret: kokonaiskustannukset 339,78 mk, käytetty pinta-ala % ennen 1,1 %, nykyinen 0,02 %, muuntokerroin markoista euroihin 5,94573 (Malmi 2000).
Laskutoimitus: $339,78 / 1,1 * 0,02 / 5,94573 = 1,039$. Eli kustannukset ovat arvokkaiden elinympäristöjen osalta pudonneet arvion mukaan 67,2 miljoonasta eurosta 1,04 miljoonaan euroon.

1–2 % metsätalousmaasta, puuston tilavuudesta 0,99–1,68 %, ja puuston arvosta FFCS pudottaa 0,84–1,66 %.

Jos Nuolijärven puuston arvon vähenemistä koskevat prosenttiluvut suhteutetaan tutkimuksen toteutusvuoden 2003 keskimääräiseen raakapuun kantohintaan, 30,6 €/m³, olisi euromääräisenä metsäsertifioinnin aiheuttama tulon menetys¹⁵ 26–51 senttiä/m³. Vuonna 2003 yksityismetsien puukaupmäärä oli 32 918 000 m³ (Metsätilastollinen vuosikirja 2004) ja näin ollen FFCS-metsäsertifioinnin aiheuttamat myyntituottojen menetykset olivat kokonaisuudessaan noin 8,6–16,8 milj. EUR¹⁶. Yksityisten omistama metsämaapinta-ala on 14 027 000 ha (Metsätilastollinen vuosikirja 2004), joten metsäsertifioinnin kustannus on arviolta 0,61–1,2 €/ha. Vuosittaiseen puukaupan arvoon, 1 766 919 000 €, suhteutettuna tulon menetys olisi välillä 1484–2933 milj. EUR.

Arvio kuitenkin liioittelee metsäsertifioinnin vaikutusta, sillä kuten Nuolijärvi toteaa gradussaan, arvokkaat elinympäristöt ja jätettävä säästöpuusto sisältävät vähemmän arvokasta puuta. Näin ollen keskimääräinen kantopuu hinta tukkipuun ja kuitupuun hintojen keskiarvona laskettuna arvioi sertifioinnin vaikutuksen yläkanttiin. Lisäksi Nuolijärvi on koonnut tietonsa vain neljän Metsäkeskuksen alueelta, joten hänen tuloksiaan ei voida varmuudella laajentaa kattamaan koko maan 13:sta Metsäkeskusalueetta. Joka tapauksessa, FFCS-metsäsertifioinnin alkuperäisten kriteerien kustannukset Nuolijärven pro gradu -tutkielman mukaan ovat alhaiset.

Induforin (2005) tutkimus

Savcor Induforin (2005) on arvioinut metsäsertifioinnin kustannuksia Pirkanmaan Metsäkeskuksen alueella vanhan sertifiointikriteeristön perusteella. Raportin kustannusarvio perustuu osittain Nuolijärven pro gradu -tutkielmaan. Induforin arvio metsäsertifioinnin kustannuksista on 1,43 €/ha. Kokonaiskustannukset Pirkanmaan alueella ovat tutkimuksen mukaan noin 1230 200 EUR/vuosi. Jos summa yleistetään koskemaan koko Suomea kertomalla se metsäkeskusten lukumäärällä (13 metsäkeskusta), tulee yhteiskustannuksissa Suomen tasolla noin 16 milj. EUR. Arvio perustuu suoriin kustannuksiin, eli auditoinnin aiheuttamiin kustannuksiin, sekä epäsuoriin kustannuksiin, eli hakkuutulojen menetykseen ja järjestelykustannuksiin, jotka muodostuvat lähinnä koulutuksesta ja tiedottamisesta. Suurimman kustannuserän muodostaa tämänkin tutkimuksen mukaan hakkuutulojen menetys.

Luonnonhoidon laadunarviointi ja metsätilastollinen vuosikirja

Nykyisistä metsäsertifioinnin kustannuksista voidaan saada arvio Metsätalouden kehittämiskeskus Tapion luonnonhoidon laadun arvioinnin tietojen perusteella sekä metsätilastollisen vuosikirjan perusteella. Nuolivirran ja Malmin tutkimuksista kävi ilmi, että suurin kustannusvaikutus metsäsertifioinnissa tulee arvokkaat elinympäristöt –kriteeristä ja säästöpuukriteeristä. Tapion luonnonhoidon laadun arvioinnin mukaan (2006f) uudistushakkuualoille jätettiin vuonna 2005 luonnonhoidon nimissä elävää puustoa keskimäärin 5,8 m³ arvioitua metsähehtaaria kohden. Jätetty puusto jakautui hakkuualoille seuraavasti:

- jätetyt säästöpuut 3,2 m³/ha

¹⁵ Keskimääräinen raakapuun kantohinta on laskettu vuoden 2003 tilastotietojen perusteella (Peltola 2004). Huomioon on otettu tukkipuun (mänty, kuusi, koivu) ja kuitupuun (mänty, kuusi, koivu) kantohinnat. Keskimääräinen raakapuun kantohinta (€/m³) = (46,69+44,49+44,22+13,67+21,44+13,07) / 6 = 30,59667 (€) Mikäli hinta laskettaisiin suhteutettuna eri puulaatujen myyntimääriin, olisi keskihinta 30,55 €. FFCS:n vaikutus: 0,84 % x 30,59667 €/m³ = 0,26 €/m³

1,66 % x 30,59667 €/m³ = 0,51 €/m³

¹⁶ Laskutoimitukset: 0,26*32 918 000 = 8,6 milj. EUR, 0,51*32 918 000 = 16,8 milj. EUR

- luontokohteiden puusto 2,6 m³/ha
- kuollutta puuta 1,4 m³/ha (säästöpuina 1,3 m³/ha, luontokohteissa 0,2 m³/ha)

Metsäsertifioinnin vuoksi jätetään maastoon säästöpuita sekä 10c kohdan puustoa (Metsätalouden... 2006g mukaan 0,02 % kaikista luontokohteista), näin ollen metsäsertifioinnin osuus jätetystä puustosta on noin 4,5 m³/ha.

Vuoden 2005 kantopuuhinnoista tai avohakkuumääristä ei ole vielä tietoa, joten tässä kohtaa joudutaan käyttämään vuoden 2004 tietoja (Metsätalastollinen vuosikirja 2005). Vuoden 2004 keskimääräinen raakapuun kantopuuhintana oli 29,4 €/m³. Kun tämä suhteutetaan metsäsertifioinnin jätettyjen puiden määrään, 4,5 m³/ha, merkitsee se 132 euroa/hakkuualuehehtaari. Tapio on arvioinut kaikkien jättöpuiden arvoksi 145 €/ha, joten arvio metsäsertifioinnin osuudesta, 132 €/ha, vaikuttaa jossain määrin ylimitoitetulta. Mikäli metsäsertifioinnin kustannus laskettaisiin pinta-alaosuutena Tapion arviosta, olisi kustannus n. 112 €/ha. Erotus ei kuitenkaan ole suuri, joten suurempi arvio, 132 €/ha, otetaan käyttöön. Yksityismetsissä ja metsäteollisuuden metsissä suoritettiin vuonna 2004 uudishakkuuta 135 389 hehtaaria, eli 0,6 % sertifioidusta metsäpinta-alasta (22 milj. hehtaaria) (Metsätalastollinen vuosikirja 2005). Kustannukset koko metsäsertifiointialalle ovat siis noin 0,9 €/ha.

Metsätalastollisen vuosikirjan mukaan (Metsätalastollinen vuosikirja 2004) yksityismetsiin avohakkuissa jätettyjen säästöpuiden arvo metsäsertifiointivuosina 1999–2004 on vaihdellut välillä 65–99 €/ha ja arvokkaiden elinympäristöjen säilyneen puuston arvo välillä 1138–2890 €/ha. Vuonna 2004 säästöpuiden arvo oli 86 €/ha ja arvokkaiden elinympäristöjen säilyneen puuston arvo 2451 €/ha. Arvokkaiden elinympäristöjen puustosta metsäsertifioinnin osuus on nykyisin noin 0,02 %, eli 0,49 €/ha. Kun nämä tiedot suhteutetaan koko metsäsertifiointipinta-alaan, 22 milj. hehtaaria, metsäsertifioinnin kustannukset vuonna 2004 olivat uutta sertifiointikriteeristöä soveltaen noin 0,57 €/ha¹⁷. Samalla tavalla laskettuna metsäsertifioinnin hehtaarikustannukset ovat vaihdelleet vuosina 1999–2004 välillä 0,37–0,65 €/ha (Metsätalastollinen vuosikirja 2000, Metsätalastollinen vuosikirja 2001, 2002, 2003, 2004). Käytännössä siis avohakkuualueilla menetetään tuloja 65 eurosta 100 euroon hehtaarialta.

4.2.2 Tutkimusten vertailu ja yhteenveto

Seuraava taulukko (taulukko 5) vetää yhteen edellä eri tutkimusten perusteella lasketut arviot metsäsertifioinnin kustannuksista. Malmin (2000) tutkimuksen kohdalla on tehty muutoksia kustannuksiin uuden kriteeristön mukaisesti, Nuolijärven (2004) tutkimuksesta tehty arvio perustuu menetettyihin raakapuutuloihin ja luonnonhoidon laadun arvioinnista sekä Metsätalastollisesta vuosikirjasta on laskettu arviot säästöpuiden ja arvokkaiden elinympäristöjen sisältämien puiden perusteella.

¹⁷ Vuonna 2004 avohakkuupinta-ala oli 152 7000 hehtaaria (Peltola 2004), eli 0,56 % metsäsertifiointipinta-alasta. Kustannukset (säästöpuiden arvo ja metsäsertifioinnin osuus arvokkaiden elinympäristöjen puuston arvosta) metsäsertifioitua pinta-alaa kohden ovat siis noin 0,57 €/ha.

Taulukko 5. Taulukko kokoa yhteen eri tutkimusten tulosten perusteella johdetut arviot metsäsertifiointin kustannuksista €/ha. Mikäli auditointin ja valmistautumisen kustannukset jätetään huomioimatta, metsäsertifiointin kustannukset vaihtelevat välillä 0,37–1,4 €/ha

Tutkimus / kustannus (€/ha)	Malmi (2000)	Nuolijärvi (2004)	Savcor Indufor (2005)	Luonnonhoidon laadun arviointi (2005)	Metsätalastollinen vuosikirja (2004)
Kriteerit	0,80	0,61–1,2	1,40	0,9	0,37–0,65
Auditointi	0,04	-	0,02	-	-
Valmistautuminen	0,13	-	0,02	-	-
Yht.	0,97	-	1,44	-	-

Auditointi ja valmistautuminen muodostaa kokonaiskustannuksista Malmin tutkimuksen mukaan 27 %, Induforin tutkimuksen mukaan 3 %. Ensimmäisen vuoden kustannukset ovat tältä osin varmasti olleet muita vuosia korkeammat, ja ne on suhteutettu ensimmäisen vuoden nykyistä pienempään sertifiointialaan, joten voimme olettaa nykyisten auditointin ja valmistautumisen kustannusten muodostavan kokonaiskuluista vain muutamia prosentteja. Jos nämä kulut jätetään huomioimatta metsäsertifiointin kustannukset vaihtelevat välillä 0,37–1,4 €/ha. Laaja vaihteluväli johtuu osittain kustannuslaskelmien perusteiden eroista, eli siitä mitä laskelmissa on huomioitu ja miten. Laaja vaihteluväli antaa myös hyvän kuvan kustannusten määrittelyn vaikeudesta. Kustannukset vaihtelevat varmasti niin vuosittain kuin metsäkeskuksittain, esimerkiksi mikäli alueella on enemmän arvokkaita elinympäristöjä tai hakkuita (ja näin ollen enemmän säästöpuuta), nousevat metsäsertifiointin hehtaarikustannukset.

Uusitut FFCS-kriteerit muuttivat merkittävästi kustannuksiin voimakkaimmin vaikuttavia kriteerejä (säästöpuukriteeri ja arvokkaat elinympäristöt -kriteeri). Kriteerien uusiutumisen kokonaisvaikutus kustannuksiin tulee kuitenkin todennäköisesti esiin viiveellä, koska kustannuksia laskee entisestään kokemuskäyrä (Boston Consulting Group 1972). Kokemuskäyrä liittyy yhteen kokemuksen ja tehokkuuden – kun metsäsertifiointikäytäntö hallitaan paremmin, lisää se prosessin tehokkuutta, jolloin myös prosessin kustannukset laskevat. Tämä näkyy käytännössä muun muassa pienempinä koulutuskustannuksina ja ajansäästönä. Esimerkkinä mahdollisuudesta liikkua kokemuskäyrällä eteenpäin voidaan ottaa säästöpuut ja niiden määrät. Tehdyissä haastatteluista ja Tapion luonnonhoidon laadun arviointi raportissa käy ilmi, että säästöpuuta jätetään selvästi yli kriteerien vaatiman määrän, joten säästöpuiden aiheuttamat kustannukset ovat suuremmat kuin mitä kriteeristö itsessään vaatisi. Mikäli tulevaisuudessa tullaan noudattamaan tarkemmin metsäsertifiointikriteeristön suosittamaa *keskimääräistä* 5–10 säästöpuun määrää metsäkeskuksen alueella, säästöpuiden kustannukset laskevat. Käytännössä siis metsäsertifiointin todelliset vuotuiset kustannukset ovat lähempänä 0,37 €/ha kuin 1,4 €/ha.

4.2.3 Metsäsertifiointin kustannusten vertaaminen muiden ohjauskeinojen kustannuksiin

Jotta voitaisiin arvioida metsäsertifiointin kustannustasoa metsäsertifiointin ekologisiin vaikutuksiin suhteutettuna, on hyvä verrata kustannuksia muihin metsänsuojelua ja monimuotoisuutta lisääviin järjestelmiin. Hyviä vertailukohtia metsäsertifiointille ovat METSO-ohjelman luonnonarvokauppa ja luonnonsuojeluohjelmien yhteiskustannukset.

METSO-ohjelmaan kuuluvan luonnonarvokaupan tarkoituksena on tarjota korvausta vapaaehtoisesta metsänsuojelusta. Metsänomistaja voi tarjota luontokohteita suojeltavaksi 10 vuoden määräajaksi korvausta vastaan. Ohjelmaan liittyen toteutettiin kokeiluhanke Lounais-

Suomen metsäkeskuksen alueella. Kokeiluhanke on tuonut suojelunpiiriin 870 hehtaaria metsää, etenkin runsaslahopuustoisia kangasmetsiä, muutamia lehtoja ja korpia sekä muita yksittäisiä kohteita. Ohjelman kokonaisbudjetti on 400 000 €/v, kohteiden keskimääräinen hinta vuonna 2003 oli 166 €/ha/v, vuonna 2004 170 €/ha/v ja vuonna 2005 155 €/ha/v (Gustafsson ym. 2005). Keskimäärin kohteista on vuosien 2003–2005 välisenä aikana maksettu 162 €/ha/v. Luonnonsuojeluohjelmiin ja Natura 2000 -verkostoon sisältyi puolestaan vuoden 2005 alussa toteuttamatta olevia yksityismaita noin 117 000 hehtaaria. Niiden toteuttaminen loppuun vaatii arviolta noin 197 miljoonaa euroa, eli keskimäärin 1684 €/ha (Ympäristöministeriö 2006). Aikaisempien vuosien luonnonsuojelualueiden hankintakustannukset ovat kuitenkin olleet alhaisempia. Alueiden lunastuskorvaus vuosina 2000–2005 on ollut keskimäärin 1271 €/ha, yhteensä 1,9 milj. euroa; vapaaehtoisessa kiinteistökaupassa vuosina 2003–2005 hankintakustannus on ollut Etelä-Suomessa 2585 €/ha ja Pohjois-Suomessa 585 €/ha, yhteensä 27,82 milj. euroa (Hannelius 2006). Alueet siirtyvät valtion omistukseen, joten ne pysyvät suojeltuina määräämättömän ajan. Näin ollen vuositaso kustannuksia on hankala arvioida. Mainittakoon kuitenkin, että Juutinen (2005) on arvioinut luonnonarvokaupan kustannusten olevan samaa luokkaa, kuin jos luonnonarvokaupan kohteena olleet alueet olisi ostettu valtiolle suojelualueiksi.

Seuraava taulukko (taulukko 6) vetää yhteen metsäsertifiointin, luonnonarvokaupan ja lunastamattomien luonnonsuojelualueiden kustannukset. On hyvä huomioida, että metsäsertifiointin ja luonnonarvokaupan kustannukset ovat €/ha/v, kun taas lunastamattomien luonnonsuojelualueiden kustannukset ovat kertaluonteisia €/ha.

Taulukko 6. Taulukko kokoaa yhteen metsäsertifiointin, luonnonarvokaupan ja lunastamattomien luonnonsuojelualueiden kustannukset. Metsäsertifiointin ja luonnonarvokaupan kustannukset ovat €/v, kun taas lunastamattomien luonnonsuojelualueiden kustannukset ovat kertaluonteisia €/ha.

	Metsäsertifiointi	Luonnonarvokauppa	Lunastamattomat luonnonsuojelualueet
Pinta-ala	22 000 000 ha	870 ha	177 000 ha
Kokonaiskustannus	7,7 milj. - 308 milj. €/v	400 000 €/v	197 milj. €
Hehtaarikustannus	0,37–1,4 €/ha/v	162 €/ha/v	1684 €/ha

Luonnonarvokaupan hehtaarikustannukset ovat metsäsertifiointiin verrattuna vähintään 116-kertaiset. Kokonaiskustannukset ovat puolestaan vain pieni osa metsäsertifiointin kokonaiskustannuksista – luonnonarvokauppa koskee 870 hehtaaria, metsäsertifiointi 22 miljoonaa hehtaaria. Kokoero tuo metsäsertifiointille myös mittakaavaedun (Hoover 1937). Metsäsertifiointin auditoinnin ja valmistautumisen kiinteiden kustannusten jakautuessa suuremmalle pinta-alalle niiden osuus kokonaiskustannuksista on vain muutama prosentti. Luonnonarvokaupan järjestelykustannukset (54 328–86 752 € vuosina 2003–2005) sen sijaan ovat olleet jopa yli 20 % alueiden ostoihin tarkoitettuun rahasummaan verrattuna (Gustafsson & Nummi 2004a, 2004b, Gustafsson ym. 2005).

Verrattaessa metsäsertifiointin vuotuisia hehtaarikustannuksia lunastamattomien luonnonsuojeluohjelmien kertaluonteisiin kustannuksiin voidaan todeta, että lunastamattomien luonnonsuojeluohjelmien hehtaarikustannuksella voitaisiin pitää metsäsertifiointia yllä yli 1000 vuotta, kokonaiskustannukset sen sijaan eivät riitä välttämättä kattamaan edes yhden vuoden metsäsertifiointikustannuksia. Ero pinta-aloissa on jälleen suuri, 22 miljoonaa hehtaaria verrattuna 0,17 miljoonaan hehtaariin, ja näin ollen esiin nousee metsäsertifiointin mittakaavaetu. Luonnonsuojelualueiden lunastusten kohdalla järjestelykustannukset ovat olleet

keskimäärin 11 % alueiden korvaussummasta ja vapaaehtoisissa kiinteistökaupoissa hankinnan kustannus on ollut puolestaan 19 % suojelukohteiden kauppahinnoista (Hannelius 2006).

Kuten kustannukset myös alueiden arvo luonnon monimuotoisuuden näkökulmasta vaihtelee suuresti. Luonnonarvokaupan kohteita tai luonnonsuojelualueita ei käytetä puun tuotantoon, vaan ne suojellaan. Näin ollen alueiden ekologinen arvo, ja mitä todennäköisimmin lajidiiversiteetti hehtaaria kohden, on moninkertainen metsäsertifiointialueisiin verrattuna. Rahalla aikaan saadun vaikutuksen lisäksi METSO:n luonnonarvokaupan ja luonnonsuojelualueiden kustannukset eroavat metsäsertifioinnista kustannusten kohdentumisen suhteen. METSO:n luonnonarvokaupan ja luonnonsuojelualueiden kustannukset kantaa lähes yksin valtio, metsäsertifioinnin taas käytännössä maksaa metsänomistaja.

Kokonaisuudessaan voidaan todeta metsäsertifioinnin hehtaarikustannusten olevan pieniä luonnonarvokaupaan ja lunastettujen sekä lunastamattomien luonnonsuojelualueiden kustannuksiin verrattuna. Lisäksi metsäsertifioinnin suuri pinta-ala tuo mukanaan mittakaavaedun, joka tekee siitä kustannustehokkaampaan. On kuitenkin hyvä muistaa, että alhaiset kustannukset johtuvat vähäisemmästä suojelun tasosta ja näin ollen vähäisemmästä ekologisesta arvosta hehtaaria kohden.

4.3 Metsäsertifioinnin ekotehokkuus

4.3.1 Ekotehokkuus DPSIR-kehikon näkökulmasta

DPSIR-kehikon näkökulmasta metsäsertifioinnin ollessa ekotehokasta paineet metsän diversiteettiä vähentävään metsänhoitoon pienenevät, vaikka taustalla oleva voima ei muuttuisi (eli metsien merkitys tärkeänä luonnonvarana Suomen kansantaloudelle ei pieneneisi), jolloin metsän monimuotoisuustilanne paranee (Smeets & Weterings 1999).

DPSIR-kehikon näkökulmasta metsäsertifioinnilla on potentiaalia pienentää metsätalouden negatiivista vaikutusta metsän monimuotoisuuteen. Metsäsertifioinnin avulla voidaan lisätä muun muassa lahopuuta metsään sekä parantaa jossain määrin paloalueiden eliöstön elinolosuhteita. Metsäsertifioinnin ekologiset vaikutukset lisääntyvät kun huomioidaan myös sertifioinnin epäsuorat ekologiset vaikutukset, eli sen motivoiva vaikutus, viestinnän lisääntyminen ja metsäsertifioinnin muita ohjauskeinoja tukeva vaikutus. Kokonaisuudessaan kriteeristö siis pienentää jossain määrin metsätalouden paineita metsän monimuotoisuutta vähentävään toimintaan. Koska samalla metsävarojen merkitys Suomen kansantaloudelle ei ole olennaisesti pienentynyt, on taustalla olevan voiman ja paineiden suhde metsäsertifioinnin vaikutuksesta parantunut, ja näin ollen metsäsertifiointia voidaan pitää DPSIR-kehikon näkökulmasta ekotehokkaana.

4.3.2 Ekologiset hyödyt suhteessa kustannuksiin

DPSIR-kehikon lisäksi metsäsertifioinnin ekotehokkuutta voidaan arvioida OECD:n (1998) ekotehokkuusmääritelmän avulla. Määritelmää soveltaen metsäsertifioinnin ekotehokkuus = hyöty metsän monimuotoisuudelle / kustannukset. Metsäsertifiointi on siis ekotehokasta silloin, kun metsän monimuotoisuushyötyjen ja kustannusten suhde on edullinen. Koska kaavan suuret eivät ole yhteismitallisia, ei tulokseksi saada kvantitatiivista ekotehokkuuden mittaa. Metsäsertifioinnin ekotehokkuudesta voidaan kuitenkin antaa kvalitatiivinen arvio.

Metsäsertifiointin kustannukset ovat 0,37–1,4 €/ha/v. Metsäsertifiointin hehtaarikustannukset ovat alhaiset verrattaessa sitä muihin metsänkäyttöä ja suojelua ohjaaviin ohjelmiin. Metsäsertifiointin kokonaiskustannukset (6,6–35 milj. euroa vuodessa) ovat kuitenkin huomattavia, koska metsäsertifiointi koskee noin 22 milj. hehtaaria metsää. Toisaalta metsäsertifiointin laaja-alaisuus lisää sen ekologista vaikuttavuutta.

Kuten jo todettiin DPSIR-kehikon perusteella, metsäsertifiointi vähentää jossain määrin paineita tehokkaaseen, metsän monimuotoisuutta vähentävään metsänhoitoon. Metsäsertifiointikriteerien toteutuessa kriteerien vaatimusten mukaisesti metsäsertifiointin ekologiaa hyötyjä ovat:

- metsälain ja luonnonsuojelulain mukaisten arvokkaiden elinympäristöjen tarkempi huomioiminen
- vuosittaisten kulotusalueiden pientymisen esto
- lahopuun lisääntyminen metsissä
- metsänhoidon ekologisen ulottuvuuden parempi huomioiminen

Vaikka metsäsertifiointin ekologiaa vaikutuksia ei voida pitää huomattavina metsäsertifiointikriteeristön tuodessa vain vähän lisää lainsäädäntöön verrattuna, metsäsertifiointin hehtaarikustannusten ollessa pieniä, metsäsertifiointin ekologisten vaikutusten ja kustannusten suhde on edullinen. Metsäsertifiointin ekotehokkuus voidaan siis arvioida hyväksi.

Toisaalta voidaan todeta, että metsäsertifiointin ekotehokkuus voisi potentiaalisesti olla vielä korkeampi. Selvästi eniten kustannuksia metsäsertifiointissa aiheutuu säästöpuukriteeristä ja tätä kriteeriä noudatetaan reilusti yli metsäsertifiointin vaatimusten. Luonnonhoidon laadun arvioinnin mukaan (Metsätalouden... 2006f) metsään jätetään tällä hetkellä keskimäärin 12 puuta/ha, kun metsäsertifiointikriteeristö vaatii metsäkeskuksen alueella keskimäärin 5–10 säästöpuuta hehtaarille. Ylimääräisistä säästöpuista muodostuu luonnollisesti ylimääräisiä kustannuksia. Haastattelujen perusteella vaikuttaa myös siltä, että arvokkaita elinympäristöjä suojellaan yli kriteeristön vaatimusten ja pienvesien ja purojen varteen jätetään laajempi suojakaista ja enemmän puita kuin olisi tarpeen. Näitä huomioita tukevat jossain määrin vuoden 2006 auditointien poikkeamatilastot. Kriteeristä 10 on tullut poikkeamia, mutta ne koskevat lähes kaikki vähäisiä kustannusvaikutuksia aiheuttavien 10c kohteiden puuttumista, eivät muiden kohteiden huonoa kohtelua. Suojakaistakriteeriin on merkitty kahdeksan metsäkeskuksen kohdalla lieviä poikkeamia, mutta huomioiden vesistöjen ja pienvesien määrän Suomessa, tämä ei ole suuri määrä (FFCS 2006). Luonnonhoidon laadun arvioinnin mukaan vain 2 %:lla tarkastettuja hakkuita vesistöjen suojakaista oli jätetty liian kapeaksi (Metsätalouden... 2006h).

Käytännössä vaikuttaa siltä, että metsäsertifiointikriteeristön taso on ainakin paikoin käytännön metsähoitotoimenpiteitä alhaisemmalla tasolla. Nyt verrattaessa kriteeristöä itseään sen toteutuneisiin kustannuksiin tehokkuus jää todennäköisesti huonommaksi, kuin jos verrattaisiin varsinaisia metsänhoitokäytäntöjä sertifiointin kustannuksiin. Sertifiointikriteeristön tason laskeminen onkin ekotehokkuuden näkökulmasta myös laskenut ainakin väliaikaisesti metsäsertifiointin ekotehokkuutta. Mikäli metsänhoidon käytännöt laskevat nykyisen kriteeristön tasolle ja samalla kustannukset laskevat, paranee metsäsertifiointin ekotehokkuus.

5 Tulosten tarkastelu

5.1 Johtopäätökset

5.1.1 Metsäsertifioinnin tuoma hyöty metsän monimuotoisuudelle

Metsäsertifiointikriteereistä metsän monimuotoisuudelle merkittävimpiä ovat arvokkaiisiin elinympäristöihin liittyvä kriteeri 10, säästöpuukriteeri 12, kulotuskriteeri 15 ja suojakaistakriteeri 16. Näistä neljästä suurin vaikutus on ollut säästöpuukriteerillä, joka on tuonut eniten uutta metsänhoidon käytäntöihin.

Metsäsertifioinnin kriteerin 10c arvokkaita luontokohteita ei voida sanoa merkittäväksi lisäksi lainsäädännön mukaisiin arvokkaiisiin luontokohteisiin ja niiden suojeluun. Useimmat metsäsertifioinnin 10c kohdan elinympäristöistä kuuluvat jo entuudestaan jonkun toisen ohjeistuksen piiriin (esimerkiksi metsälakiin tai metsänhoitosuosituksiin) tai ovat osa jotain suojelualuetta. Elinympäristöjen määrittelyt (esimerkiksi vanhat metsät) myös vähentävät kriteerin piiriin kuuluvien metsälaikkujen määrää. Haastattelujen mukaan kriteerin vaikutusta lisää tällä hetkellä toimijoiden epävarmuus kohteiden tunnistamisessa – alueilla ei ole vielä usein tehty niillä sallittuja hakkuutoimenpiteitä varovaisuussyistä, ja hakkuiden ulkopuolelle jätetään sellaisiakin alueita, jotka eivät kuuluisi metsäsertifioinnin tai lainsäädännön piiriin. Kriteerin merkitystä metsän monimuotoisuudelle voitaisiin lisätä laajentamalla arvokkaiden elinympäristöjen määritelmiä ja kieltämällä virallisesti hakkuut näillä aleilla.

Säästöpuukriteerillä on ollut selkeä, positiivinen ekologinen vaikutus metsänhoitoon. Kenties vielä muita kriteerejä selkeämmin säästöpuukriteeri on kompromissi metsän taloudellisten ja ekologisten arvojen välillä. Talousmetsien tavoitteena on tuottaa voittoa ja tästä näkökulmasta katsottuna 5–10 pystyssä olevan säästöpuun määrä hehtaarilla on ymmärrettävä. Tällaisillakin säästöpuumäärillä voi olla merkitystä luonnon monimuotoisuudelle – etenkin jos säästöpuut jäävät metsään ja aikanaan siellä tarjoavat asuinsijan lahoppulajeille. Kriteerissä tulisi kuitenkin jollain keinolla pyrkiä varmistamaan säästöpuiden jääminen luontoon ja näin ollen niiden muuttuminen aikoinaan lahoppuiksi. Kriteerin indikaattorissa puolestaan voitaisiin paremmin ottaa huomioon se, minkälaisia puita on jätetty säästöpuiksi. Kriteeri ohjeistaa hyvin säästöpuiden valintaa, mutta ei mitenkään varmistaa, että ohjeita säästöpuiden valinnassa noudatettaisiin. Auditotijat kuitenkin vaikuttavat haastattelujen perusteella kiinnittävän säästöpuiden sijoitteluun ja valintaan jossain määrin huomiota.

Kulotuksen vaikutukset metsäluonnon monimuotoisuuteen ovat positiiviset, ja näin ollen kulotusta koskevalla kriteerillä on periaatteessa mahdollisuus vaikuttaa myönteisesti metsäluonnon monimuotoisuuteen. Kriteerin vaatimustasoa ei voida kuitenkaan pitää korkeana. Kriteerin mukainen kulottaminen ei pidä kulotuksen tasoa edes nykyisellään. Lisäksi kriteeri ei kannusta metsänomistajaa jättämään kulotusalueelle puita tai ohjeista kulotuksen toteutusta. Kun otetaan lisäksi huomioon, että nykyinen kulotusmäärä kattaa vain murto-osan aikaisemmista määristä, kriteerin käytännön vaikuttavuus jäänee vähäiseksi. Kulotuskriteerin vaikuttavuutta voitaisiin lisätä parantamalla kulotuskoulutusta, lisäämällä yhteistyötä kulotuksessa ja parantamalla siihen saatavaa rahallista tukea.

Metsäsertifioinnin vaatima suojakaistan tarkoituksena on vähentää vesistöjen ravinnekuormitusta, mutta se voi myös suojata osaltaan ranta-alueiden lajistoa, sillä suojakaista takaa yhteismäärällisesti paljon lisää varovaisesti käsiteltyä ranta-aluetta. Isompien vesistöjen

ranta-alueita on aikaisemminkin käsitelty varovaisemmin etenkin maisemallisista syistä, mutta pienvesien ranta-alueisiin ei ole metsälakikohteiden lisäksi kiinnitetty suuresti huomiota. Sertifiointikriteerin vaatimien suojakaistojen voisi olettaa parantavan paitsi veden laatua, myös rantakasvillisuuden ja hyönteisten elinmahdollisuuksia. Nykyisen tutkimustiedon perusteella sertifiointin vaatima 3–5 metrin kaista ei kuitenkaan ole riittävä takaamaan rantalajiston säilymistä alueella. Lisäksi kriteeri sallii puiden poistamisen suojakaistan alueelta, jolloin alueen kosteus- ja valo-olosuhteet muuttuvat. Alue kenties voisi silti toimia lajien väliaikaisena elinympäristönä ja parantaa niiden mahdollisuuksia selviytyä alueella tai siirtyä muille ranta-alueille. Lisäksi alueen elinympäristöjen vaihtelevuus lisääntyy, jos ranta-alueelle jää enemmän kasvustoa avohakkuuseen verrattuna. Kriteerin tarkkojen monimuotoisuusvaikutusten selvittämiseksi tarvittaisiin tutkimusta nimenomaan ohuiden 3–5 metrin suojavyöhykkeiden mahdollisuuksista säilyttää rannoille tyypillistä lajistoa.

Vaikka metsäsertifiointin suorat ekologiset vaikutukset eivät ole suuret, on metsäsertifiointilla selkeitä positiivisia epäsuoria ekologisia vaikutuksia metsän monimuotoisuuteen. Metsäsertifiointi on yhtenäistänyt metsänhoidon käytäntöjä, parantanut metsänhoidon ohjeistusta, lisännyt viestintää metsäsektorin sidosryhmien kesken, motivoinut auditointien kautta metsätyöntekijöitä noudattamaan paremmin niin metsäsertifiointikriteerejä kuin lainsäädäntöä ja lisännyt metsäsektorin työntekijöiden luonnonhoidon koulutustasoa. Metsäsertifiointi on myös lisännyt metsänhoidon läpinäkyvyyttä ja eri tahojen mahdollisuutta osallistua metsänhoidon ohjeistuksen laatimiseen. Lisäksi kaikilla edelle mainituilla tekijöillä on yhdessä potentiaalia muuttaa metsäsektorin yleistä ilmapiiriä positiivisemmaksi metsän luontoarvoja kohtaan.

Metsäsertifiointi nykyisessä muodossaan ei merkittävästi nosta ekologisia vaatimuksia talousmetsien hoidossa. Toisaalta voidaan kysyä, onko metsäsertifiointin tarkoituksenmukaista asettaa metsänhoidon vaatimusten tasoa lakitasoa korkeammaksi. Metsäsertifiointiinhan kuuluu kolme ulottuvuutta, joista ekologinen ulottuvuus on vain yksi. Lisäksi suomalaiselle metsäsektorille metsäsertifiointi on pitkälti imagokysymys: sen tarkoituksena on vakuuttaa ulkomaiset ostajat Suomen metsänhoidon kestävydestä. Suomessa metsänhoitoa säätelevä lainsäädäntö on kansainvälisesti korkealla tasolla ja tämä vähentää painetta nostaa metsäsertifiointin ekologisten kriteerien tasoa. Metsäluonnon monimuotoisuustason nostamisen sijaan metsäsertifiointin tehtävänä onkin tällä hetkellä lainsäädännön asettaman tason toteutumisen tukeminen ja tämän todistaminen puutuotteiden ostajille. Tätä kautta metsäsertifiointi vähentää valtion järjestämän lainvalvonnan tarvetta ja parantaa suomalaisten puutuotteiden kilpailukykyä kansainvälisillä markkinoilla.

5.1.2 Metsäsertifiointin kustannukset

Avohakkuualueilla menetetään metsäsertifiointin vaikutuksesta vuosittain tuloja 65–132 €/ha. Metsäsertifioituun pinta-alaan suhteutettuna kustannukset ovat 0,37–1,4 €/ha/v. Todelliset kustannukset ovat todennäköisesti lähempänä 0,37 €/ha kuin 1,4 €/ha, sillä suurimmat kustannukset metsäsertifiointille antavat vanhimmat kustannuslaskelmat, jotka perustuvat pitkälti metsäsertifiointin ensimmäisiin vuosiin ja vanhaan kriteeristöön. Metsäsertifiointin kustannuksia on myös todennäköisesti laskenut, ja tulee laskemaan, kokemuskäyrä, jonka mukaan kustannukset laskevat ajan myötä kun osaaminen lisääntyy ja tätä kautta saadaan lisää tehokkuutta toimintaan. Metsäsertifiointin kokonaiskustannukset ovat joka tapauksessa huomattavat, koska metsäsertifiointi koskee noin 22 milj. hehtaaria metsää. Muihin ohjaukeinoihin verrattuna metsäsertifiointin hehtaariohaiset kustannukset ovat alhaiset. Tämä johtuu alhaisemmista vaatimuksista metsänhoidolle – metsäsertifiointialueet ovat

talousmetsää, eivät suojelualueita. Lisäksi metsäsertifioinnin kustannuksia vähentää metsäsertifioinnin mittakaavaetu, jonka vaikutuksesta metsäsertifioinnin kiinteät kustannukset jakautuvat useammalle tuotantoyksikölle eli useamman hehtaarin alueelle. Kustannuksia tarkasteltaessa on hyvä huomioida, että metsäsertifioidusta puutavarasta ei markkinoilla saada sertifioimattomaan puutavaraan verrattuna korkeampaa hintaa (Owari ym. 2005). Kustannukset jäävät siis täysin suomalaisen metsäsektorin, tarkemmin suomalaisen metsänomistajan, maksettavaksi.

5.1.3 Metsäsertifioinnin ekotehokkuus

Tällä hetkellä metsäsertifioinnin ekologiset vaikutukset eivät ole suuret, toisaalta sen hehtaarikustannuksetkin ovat alhaiset. Näin ollen nykyisen tutkimustiedon perusteella metsäsertifioinnin ekologiset vaikutukset ja kustannukset ovat sopuinnassa ja metsäsertifioinnin ekotehokkuus voidaan kvalitatiivisesti arvioida hyväksi. Eniten kustannuksia metsäsertifioinnissa aiheutuu kriteereistä, jotka kuuluvat merkittävimpiin ekologisiin kriteereihin. Ekologisen hyödyn saaminen siis aiheuttaa selkeitä kustannuksia. Tämä asettaa rajoja metsäsertifioinnin ekotehokkuudelle: mikäli tärkeimpiä ekologisia kriteerejä kiristetään, nousevat kustannukset. Tällä hetkellä kuitenkin nykyiset metsänhoidon käytännöt – etenkin koskien kriteerejä, jotka aiheuttavat suurimmat kustannusvaikutukset – paikoin ylittävät metsäsertifiointikriteeristön vaatimukset. Koska kustannukset heijastavat todellisia metsäsertifioinnista aiheutuneita kustannuksia (eivät siis kriteeristön mukaisen tason kustannuksia), metsäsertifiointikriteeristön ja sen aiheuttamien kustannusten suhde on huonompi kuin varsinaisten metsänhoitotoimien suhde kustannuksiin. Metsäsertifioinninkin ekotehokkuutta voitaisiinkin parantaa joko nostamalla kriteerien tasoa lähemmäs todellista metsänhoidon tasoa, tai vaihtoehtoisesti laskemalla käytännön toimien tasoa metsäsertifiointikriteeristön tasolle. Metsäluonnon monimuotoisuuden kannalta jälkimmäinen vaihtoehto olisi tietenkin ei toivottu. Onkin hyvä muistaa, että tämän työn metsäsertifioinnin ekotehokkuus – käsite mittaa nimenomaisesti ekologisten vaikutusten ja kustannusten tai taloudellisten hyötyjen suhdetta, ei ekologisten vaikutusten tai kustannusten tasoa. Ekotehokkuuden paraneminen ei aina tarkoita parempaa ekologista kestävyyttä: se ei kerro koko totuutta mitattavan asian ekologisesta vaikutuksesta (esim. Hukkinen 2001). Metsäsertifioinnin lisäksi esimerkkinä voidaan mainita tilanne, jossa ekotehokkuus paranee, mutta kulutus silti kasvaa. Luonnon kantokyky voidaan siis ylittää, vaikka ekotehokkuutta parannettaisiinkin.

Mikäli ekotehokkuus ei anna luotettavaa kuvaa ekotehokkuusarvioinnin kohteena olevan toimen ekologisista vaikutuksista tai kustannuksista, herää kysymys, mihin tarkoitukseen ekotehokkuus sitten soveltuu. Kustannustehokkuus ei ole ollut tärkeä tutkimuksen kohde monimuotoisuuden tutkimuksessa ja monimuotoisuuteen liittyvien ohjeistusten laadinnassa (Wätzold & Schwerdtner 2005). Erkon ym. (2005) mukaan ekotehokkuutta ei myöskään käytetä yleisesti – eikä yhdenmukaisesti – suomalaisten yritysten ympäristöraporteissa. Niin yritysten ja metsänhoidon ohjauskeinojen kustannusten ja ekologisten vaikutusten vertailu on kuitenkin tärkeää, sillä luonnon monimuotoisuuteen, sen suojelemiseen ja säilymiseen käytetään vuosittain miljoonia euroja rahaa. Silti on mahdotonta suojella kaikkea luonnon monimuotoisuutta – niin Suomen kuin maailman metsien biodiversiteetti on vähentynyt ihmisen vaikutuksesta ja tulee vielä tulevaisuudessakin vähenemään. Sijoitettaessa rahaa luonnon monimuotoisuuden säilyttämiseksi on sijoittajalla paljon vaihtoehtoja. Tavoitteena on saada mahdollisimman paljon ekologista hyötyä sijoitetulla rahasummalla, ja ilman tutkimustietoa sijoitusten ekologisesta kustannustehokkuudesta on vaikeaa arvioida, mihin kohteeseen sijoitettuna raha tuottaa eniten hyötyä ympäristölle (Moran ym. 1997). Ekotehokkuus arvioinnin

perusteella voidaan siis arvioida onko sijoitetulle rahalle saatu ekologisesta näkökulmasta vastinetta.

5.2 Aineiston edustavuuden ja tutkimusmenetelmän arviointi

Tämä tutkimus arvioi metsäsertifioinnin ekologistia vaikutuksia ja ekotehokkuutta ja osoittaa tutkimuksen tarpeen tarkemman selvityksen aikaansaamiseksi. Olemassa olevien tutkimusten soveltaminen metsäsertifiointiin ei voi antaa täysin pätevää kuvaa metsäsertifioinnin ekologisista vaikutuksista, koska kaikkia tutkimuksia ei ole suoritettu nimenomaisesti suomalaisissa metsissä, suomalaisia metsänhoidon käytäntöjä noudattaen. Lisäksi tutkimusten kohdealueet eivät välttämättä muistuta FFCS-sertifioituja metsiä ja niiden elinympäristöjä. Tästä syystä tässä työssä esitettyihin arvioihin metsäsertifioinnin ekologista vaikutuksista tuleekin suhtautua varovaisesti.

Haastattelutietoa tulkittaessa on huomioitava ensinnäkin haastattelujen määrä: yhdeksän haastattelun perusteella ei voi muodostaa yleispäteviä johtopäätöksiä. Toisaalta tämä ei ole teemahaastattelujen tarkoituksaan. Toiseksi tulee huomioida haastateltavien subjektiivisten näkemysten vaikutus vastauksiin. Haastateltavista selkeästi suurin osa kuuluu toimihenkilötasolle. He voivat välillisesti vaikuttaa metsäsertifioinnin toteutumiseen ja heillä on tietoa oman alueensa metsäsertifioinnista ja sen toteutuksesta, mutta he ovat itse harvoin mukana käytännön metsänhoidon toimenpiteissä, joiden kautta etenkin tärkeimmät ekologiset kriteerit käytännössä toteutetaan.

Lisäksi tämän tutkimuksen tietoa tulkittaessa on hyvä huomioida metsäsertifioinnin kustannusarvion laaja vaihteluväli sekä ekotehokkuuden arvion tulkinnanvaraisuus. Metsäsertifioinnin ekotehokkuutta ei voi nykyisten ekotehokkuusmittareiden mukaan mitata tarkasti, sen tasosta voidaan antaa vain yleispätevä arvio. Kenties parhaimman arvion metsäsertifioinnin ekotehokkuudesta antaisi vertailu muihin metsänhoidon ohjauskeinoihin, mutta tämä vaatisi tarkkaa tietoa myös muiden ohjauskeinojen ekologisista vaikutuksista ja kustannusvaikutuksista. Ekotehokkuuden käsitettä on myös työssä tulkittu väljästi ja tutkimuksen tulos ei ole kvantitatiivinen tai ekotehokkuuden perinteisen tulkinnan mukainen. Tarkempi arvio ekotehokkuudesta saataisiin, jos olisi mahdollista verrata metsäsertifioinnin kustannuksia ja sen ekologistia vaikutuksia alueen lajirikkauteen. Ongelmaksi tässä muodostuu vertailualueiden löytäminen, koska käytännössä lähes kaikki Suomen talousmetsät ovat sertifioituja.

Ekologisten arvojen määrittämisen vaikeudesta johtuen, ne usein jätetään tehokkuustutkimusten ulkopuolelle. Kustannustehokkuus analyysien rinnalle onkin pyritty kehittämään useita kriteerejä käytäviä arviointimenetelmiä, joissa yhdistetään kvalitatiivisia ja kvantitatiivisia suureita (Strijker ym. 2000). Tästä näkökulmasta suureen mitattavuus tai yhteismitallistamisen hankaluus ei saisi olla peruste suureen huomiotta jättämiselle.

5.3 Jatkotutkimustarpeet

Metsäsertifioinnin ekologistia vaikutuksia ei ole aikaisemmin laajemmin arvioitu. On selvää, että mikäli halutaan tietää tarkemmin metsäsertifioinnin ekologisista vaikutuksista, vaatii tiedon hankinta maastotutkimuksia. Hankaluutena maastotutkimuksissa on jo aikaisemmin mainittu vertailualueiden puute; koko Suomen alue on käytännössä metsäsertifioitu, joten vertailukohdan löytäminen sertifioituille alueille voi olla vaikeaa. Maastotutkimusten lisäksi olisi hyvä tutkia

tarkemmin itse metsäyöntekijöiden, konemiesten ja metsureiden, näkemyksiä metsäsertifiointiin. He toteuttavat käytännössä metsäsertifiointia ja osaisivat näin ollen antaa paremman kuvan metsäsertifioinnin soveltumisesta käytäntöön.

Metsäsertifiointikriteeristön muuttuessa muuttuivat myös sen ekologiset vaikutukset ja kustannusvaikutukset. Metsäsertifioinnin vanhat kustannuslaskelmat perustuvat edelliseen SMS-kriteeristöön ja näin ollen nykyisen kriteeristön mukaisista kokonaiskustannuksista ei ole tarkkaa tietoa.

Vaikka metsäsertifioinnin hehtaarikustannukset ovat edullisia muihin ohjauskeinoihin verrattuna, metsäsertifioinnin ekotehokkuus ei välttämättä eroa muista ohjauskeinoista. Metsäsertifioinnin vaikutukset ovat muihin ohjauskeinoihin verrattuna vähäisemmät. Metsäsertifioinnin vaikuttavuutta tosin lisää sen sertifioidun pinta-alan suuruus, metsäsertifiointi kattaa 95 % talousmetsistä. Toisaalta laaja pinta-ala myös lisää sertifioinnin kokonaiskustannuksia, jotka ovat muita ohjauskeinoja selkeästi korkeammat. Yksittäisen ohjauskeinojen ekotehokkuutta mielenkiintoisempi tieto voisi olla koko suomalaisen metsänhoidon ohjausjärjestelmän kokonaistehokkuus: missä määrin ohjauskeinojen välillä on päällekkäisyyttä, kuuluuko jokaisen ohjauskeinojen piiriin kokonaisuuden kannalta olennaiset kriteerit tai vaatimukset ja voitaisiinko ohjauskeinoja sovittaa yhteen nykyistä paremmin.

Myös itse metsäsertifiointijärjestelmän kehitystarpeita voisi tarkemmin kartoittaa, kuten kävi ilmi seuraavista metsäsertifioinnin kehittämiseen liittyvistä kommentteista:

"Ehkä sitten tota tiedottamista metsänomistajien suuntaan ja sitten kouluttamista, niin sitä tulis tehostaa."

"Varmaan juuri tällaista kriteerien yksiselitteisyyttä ja tällanen auditoitavuus kaikkina hetkinä ja metsäsertifiointitoimikunnan roolin toiminnan kehittäminen ja entistä laajapohjaisempi pohja taas sitten seuraavien kriteerien valmistelussa."

"...ja sitten tosiaan tää sertifiointitoimikuntien oman aktiivisuuden lisääminen ja semmonen vapaaehtoisen vuorovaikutuksen lisääminen siellä sertifiointiryhmässä ja alueellisesti."

"Tää jatkuvan parantamisen ajatus, mikä tämmösessä laatu-järjestelmässä on, niin minusta se mikä tämmösen kriteeristön taustalla on, että se ei ole nyt ihan kehittymässä siihen suuntaan."

Erittäin mielenkiintoinen tutkimuksen kohde on metsäsertifioinnin sidosryhmien näkökulmien erot. Haastatteluissa kävi ilmi, että näkökulmat sertifiointiin ja sen toimivuuteen vaihtelevat sidosryhmän edustajasta riippuen. Toimijoiden asenteet vaikuttavat puolestaan voimakkaasti järjestelmän toimivuuteen – mikäli asenne on järjestelmää kohtaan negatiivinen, se vähentää halukkuutta toimia järjestelmän mukaisesti ja myös laskee sertifioinnin epäsuorien positiivisten vaikutusten tasoa, kuten viestintää ja yhteistyötä. Metsäsertifioinnin toimivuus riippuu paitsi itse kriteeristöstä myös toimijoiden yhteistyön laadusta ja yhteistyöhalukkuudesta, ja tämä on hyvä huomioida myös myöhemmissä metsäsertifiointitutkimuksissa.

Kirjallisuus

- Aapala K. 2001. Korpien ekologiset ominaispiirteet ja suojelutilanne. Teoksessa: *Soidensuojelualueverkon arviointi*, Suomen ympäristö 490, Edita Oyj, Helsinki, 87–142.
- Ahlroth P. & Lehesvirta T. 2004. Paloympäristöt. Teoksessa: Kuuluvainen T., Saaristo L., Keto-Tokoi P., Kostamo J., Kuuluvainen J., Kuusinen M., Ollikainen M. & Salpakivi-Salomaa P. (toim.), *Metsän kätköissä – Suomen metsän monimuotoisuus*. Edita Publishing Oy, Helsinki, 283–285.
- Ahlroth P., Lehesvirta T. & Kostamo J. 2004. Säästöpuut, lahopuu ja lehtipuu. Teoksessa: Kuuluvainen T., Saaristo L., Keto-Tokoi P., Kostamo J., Kuuluvainen J., Kuusinen M., Ollikainen M. & Salpakivi-Salomaa P. (toim.), *Metsän kätköissä – Suomen metsän monimuotoisuus*, Edita Publishing Oy, Helsinki, 271–283.
- Alanen A., Heikkinen R. & Lappalainen I. 1999. Suojelualueet – monimuotoisuuden turva. Teoksessa: Lappalainen I. (toim.), *Suomen luonnon monimuotoisuus*. 2 painos, Oy Edita Ab, Helsinki, 240–239.
- Arnott J. T. & Beese W. J. 1997. Alternatives to clear cutting in BC coastal montane forests. *Forestry Chronicle* 73: 670–678.
- Bass S., Thornber K., Markopoulos M., Roberts S. & Grieg-Gran M. 2001. *Certification's impacts on forests, stakeholders and supply chains*. Instruments for the sustainable private sector forestry series. International Institute for Environment and Development, London.
- Beese W. J. & Bryant A. A. 1999. Effect of alternative silvicultural systems on vegetation and bird communities in coastal montane forests of British Columbia, Canada. *Forest Ecology and Management* 115: 231–242.
- Berg Å., Ehnström B., Gustafsson L., Hallingbäck T., Jonsell M. & Weslien J. 1995. Threat levels and threats to red-listed species in Swedish forests. *Conservation Biology* 9: 1629–1633.
- Berquist B. 1999. Påverkan och skyddzoner vid vattendrag i skogs- och jordbrukslandskapet. En litteraturoversikt. *Fiskeriverket Rapport* 3: 1–118.
- Boston Consulting Group 1972. *Perspectives on Experience*. Boston, Mass.
- Brosfiske K. D., Chen J., Naiman R. J. & Franklin J. F. 1997. Harvesting effects on microclimatic gradients from small streams to uplands in western Washington. *Ecological Applications* 7: 1188–1200.
- Bräuer I. 2003. Money as an indicator: to make use of economic evaluation for biodiversity conservation. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 98: 483–491.
- Carey A. B. 2000. Effects of new forest management strategies on squirrel populations. *Ecological Applications* 10: 248–257.
- Cashore B., van Kooten G. C., Vertinsky I., Auld G. & Affolderbach J. 2005. Private or self-regulation? A comparative study of forest certification choices in Canada, the United States and Germany. *Forest Policy and Economics* 7: 53–69.
- Chandler G., Cheney P., Thomas P., Trabaud L. & Williams D. 1983. *Fire in forestry, volume 1, forest fire behaviour and effects*. A Wiley-Interscience Publication, New York.
- Crawley M. J. (toim.) 1992). *Plant ecology* (2. painos). Blackwell Science, Oxford.
- Dahlbo H., Seppälä J., Tenhunen J., Pyökkö T. & Lohi T.K. 2003. *Ympäristövaikutusten kuvaaminen ekotehokkuuden arvioinnissa*. Suomen ympäristö 617, Edita Prima Oy, Helsinki.
- Duvall M. D. & Grigal D. F. 1999. Effects of timber harvesting on coarse woody debris in red pine forests across the Great Lakes states, USA. *Canadian Journal of Forest Research* 29: 1926–1934.
- Eba'a Atyi R. & Simula M. 2002. Forest certification: pending challenges for tropical timber. *ITTO Technical Series* 2002: 19.
- Edenius L. 1995. Strandskogars ekologiska roll i skoglandskapet. *Skog & Forskning* 4. Sveriges Skogsvårdsförbund.
- Eriksson M., Lilja S. & Roininen H. 2006. Dead wood creation and restoration burning: implications for bark beetles and beetle induced tree deaths. *Forest Ecology and Management* [painossa].
- Eriksson M., Pouttu A. & Roininen H. 2005. The influence of wind throw area and timber characteristics on colonization of wind-felled spruces by *Ips typographus* (L.). *Forest Ecology and Management* 216: 105–116.
- Erkko S., Melanen M. & Mickwitz P. 2005. Eco-efficiency in the Finnish EMAS reports – a buzz word? *Journal of Cleaner Production* 13: 799–813.
- Esty D. C., Levy M., Srebotnjak T. & de Sherbinin A. 2005. *Environmental Sustainability Index: Benchmarking National Environmental Stewardship*. New Haven: Yale Center for Environmental Law & Policy.
- Etelä-Suomen, Oulun läänin länsiosan ja Lapin läänin lounaisosan metsien monimuotoisuuden turvaamisen toimintaohjelma 2002. *Suomen ympäristö* 583, Edita Prima Oy, Helsinki.

- EU:n luontodirektiivin liite I.
http://europa.eu.int/comm/environment/nature/nature_conservation/eu_enlargement/2004/habitats/annexi_fi.pdf (20.12.2005)
- Franklin J. F., Berg D. R., Thornburgh D. A. & Tappeiner J. C. 1997. Alternative silvicultural approaches to timber harvesting: variable retention systems. Teoksessa: Kohm K. A. & Franklin J. F. (toim.), *Creating a Forestry for the 21st Century. The Science of Forest Management*, Island Press, Washington, 111–139.
- FFCS 2005. <http://www.ffcs-finland.org/> (04.10.2005)
- FFCS 2006. *FFCS-järjestelmän vaatimusten mukaiset sertifiikatit*. <http://www.ffcs-finland.org/pages/suomi/ffcs-jE4rjestelmE4/sertifiikatit.ph> (2.5.2006)
- Granström A. 2001. Fire management for biodiversity in the European boreal forest. *Scandinavian journal of forest research* 2001: 62–69.
- Granström A. & Schimmel J. 1993. Heat effects on seeds and rhizomes of a selection of boreal forest plants and potential reaction to fire. *Oecologia* 94: 307–313.
- Gregory S. V., Swanson F. J., McKee W. A. & Cummins K. W. 1991. An ecosystem perspective of riparian zones. *BioScience* 41: 540–551.
- Gustafsson L. 2002. Presence and abundance of red-listed plant species in Swedish forests. *Conservation Biology* 16: 377–388.
- Gustafsson L. 2000. Red-listed species and indicators: Vascular plants in woodland key habitats and surrounding production forests in Sweden. *Biological Conservation* 92: 35–43.
- Gustafsson L. & Nummi T. 2004a. *Luonnonarvokauppa vuonna 2004*. Metsäkeskus Lounais-Suomi.
- Gustafsson L. & Nummi T. 2004b. *Luonnonarvokauppa vuonna 2003*. Metsäkeskus Lounais-Suomi.
- Gustafsson L., Uimonen J. & Nummi T. 2005. *Luonnonarvokauppa vuonna 2005*. Metsäkeskus Lounais-Suomi.
- Gustafsson L., Hylander K. & Jacobson C. 2004. Uncommon bryophytes in Swedish forests – Key habitats and production forests compared. *Forest Ecology and Management* 194: 11–22.
- Gustafsson L., De Jong J. & Noréng M. 1999. Evaluation of Swedish woodland key habitats using red-listed bryophytes and lichens. *Biodiversity and Conservation* 8: 1101–1114.
- Hakkaraianen E., Lettenmeier M. & Saari A. 2005. Polkupyöräliikenteen aiheuttama luonnonvarojen kulutus Suomessa (PyöräMIPS). *Liikenne- ja viestintäministeriön julkaisuja 55/2005*. Edita Oyj, Helsinki.
- Halpern C. B., McKenzie D., Evans S. A. & Maguire D. A. 2005. Initial responses of forest understories to varying levels and patterns of green-tree retention. *Ecological Applications* 15: 175–195.
- Hannellius S. *Suojelukohteiden hankinnan kustannukset*. Metsäntutkimuslaitoksen raportti 27.2.2006.
- Hautala H., Jalonen J., Laaka-Lindberg S. & Vanha-Majamaa I. 2004. Impacts of retention felling on coarse woody debris (CWD) in mature boreal spruce forests in Finland. *Biodiversity and Conservation* 13: 1541–1554.
- Hedgren P. O., Schroeder L. M., Weslien J. 2003. Tree killing by *Ips typographus* (Coleoptera: Scolytidae) at stand edges with and without colonized felled spruce trees. *Agricultural and Forest Entomology* 5: 67–74.
- Heikinheimo O. 1915. Kaskiviljelyksen vaikutus Suomen metsiin. *Acta Forestalia Fennica* 4:1–264.
- Hazell P. & Gustafsson L. 1999. Retention of trees at final harvest – evaluation of a conservation technique using epiphytic bryophyte and lichen transplants. *Biological Conservation* 90: 133–142.
- Hietala-Koivu R., Tahvanainen L., Nousiainen I., Heikkilä T., Alanen A., Ihalainen M., Tyrväinen L. & Helenius J. 1999. *Visuaalinen maisema maatalouden ympäristöohjelman vaikuttavuuden seurannassa*. Maatalouden tutkimuskeskus, Jokioinen.
- Hildén M. & Auvinen A.P. & Primmer E. (toim.) 2005. *Suomen biodiversiteettiohjelman arviointi*. Suomen ympäristö 770, Suomen ympäristökeskus, Helsinki.
- Hirsjärvi S. & Hurme H. 2000. *Tutkimushaastattelu: teemahaastattelun teoria ja käytäntö*. Helsinki University Press, Helsinki.
- Hirsjärvi S. & Hurme H. 1980. *Teemahaastattelu*. Gaudeamus, Helsinki.
- Hoffrén J. 1999. *Taloushyvinvoinnin ja ympäristöhaittojen tuottajana: Suomen ekotehokkuuden mittaaminen*. Tilastokeskus, Helsinki.
- Hokkanen M., Kotiaho J. S., Lehtonen H., Päivinen J., Similä M. and Tukia H. 2005. Ennallistettujen metsien seuranta. Teoksessa: Hokkanen M., Alanen A. ja Aapala K. (toim.) *Metsähallituksen luonnonuojelujulkaisuja sarja B*, 76: 12–25.
- Hollo E., Parkkari J. 1994. *Kansainvälinen ympäristöoikeus*. Suomen Ympäristöoikeustieteen Seura ry:n julkaisuja 23, Gummerus, Jyväskylä.
- Hoover E. M. 1937. *Location Theory and the Shoe and Leather Industries*. Harvard University Press, Cambridge, Mass.

- Hukkinen J. 2001. Eco-efficiency as abandonment of nature. *Ecological Economics* 38: 311–5.
- Hylander K., Jonsson B. G. & Nilsson C. 2002. Evaluating buffer strips along boreal streams using bryophytes as indicators. *Ecological Applications* 12: 797–806.
- Hyvämäki T. 2004. *Suomalaisen yksityismetsänomistajan suhde metsänhoidon sertifiointiin*. Pro gradu -tutkielma, Helsingin yliopisto, metsäekonomian laitos.
- 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.
- Hänninen H. & Kurttila M. 2006. *Metsänomistajien tiedot monimuotoisuudesta ja säästöpuista*. Käsikirjoitus.
- Hänninen H. & Kurttila M. 2004. Metsänomistajien tiedot luonnon monimuotoisuutta vaalivan metsänhoidon velvoitteista ja suosituksista. *Metsätieteen aikakauskirja* 3/2004: 285–301.
- Irwin L. L., Rock D. F. & Miller G. P. 2000. Stand structures used by northern spotted owls in managed forests. *Raptor Research* 34: 175–186.
- Jalonen J. & Vanha-Majamaa I. 2001. Immediate effects of four different felling methods on mature boreal spruce forest understorey vegetation in southern Finland. *Forest Ecology and Management* 146: 25–34.
- Johansson P. & Gustafsson L. 2001. Red-listed and indicator lichens in woodland key habitats and production forests in Sweden. *Canadian Journal of Forest Research* 31: 1617–1628.
- Jonsell M. & Weslien J. 2003. Felled or standing retained wood – it makes a difference for saproxylic beetles. *Forest Ecology and Management* 175: 425–435.
- Jonsell M., Weslien J. & Ehnström B. 1998. Substrate requirements of red-listed saproxylic invertebrates in Sweden. *Biodiversity and Conservation* 7: 749–764.
- Junninen K. & Kouki J. 2006. Are woodland key habitats in Finland hotspots for polypores (Basidiomycota)? *Scandinavian Journal of Forest Research* 21: 32–40.
- Junninen K., Similä M., Kouki J. & Kotiranta H. 2006. Assemblages of wood-inhabiting fungi along the gradients of succession and naturalness in boreal pine-dominated forests in Fennoscandia. *Ecography* 29: 75–83.
- Juutinen A. 2005. Luonnonarvokaupan kustannustehokkuus: kokeiluhanke Lounais-Suomen metsäkeskuksen alueella. *Metsätieteen aikakauskirja* 2/2005: 163–174.
- Kaila L., Martikainen P. & Punttila P. 1997. Dead trees left in clear-cuts benefit saproxylic Coleoptera adapted to natural disturbances in boreal forest. *Biodiversity and Conservation* 6: 1–18.
- Kaitila J. 2005. Paahdeympäristöjen perhosista. Teoksessa: *Paahdeympäristöjen ekologia ja uhanalaiset lajit*, Suomen ympäristö 774, Vammalan Kirjapaino Oy, Vammala, 29–35.
- Kajava S., Silver T., Saarinen M. & Heikkilä H. 2002. Purot ja norot metsälain kohteina Lounais-Suomessa. *Metsätieteen aikakauskirja* 2/2002: 179–189.
- Kempe M. 1999. *Metsäsertifiointi suomalaiskuluttajien ostokäyttäytymisessä*. Pro gradu -tutkielma, Helsingin yliopisto, metsäekonomian laitos.
- Keto-Tokoi P. 2004. Pienvedet ja rantametsät. Teoksessa: Kuuluvainen T., Saaristo L., Keto-Tokoi P., Kostamo J., Kuuluvainen J., Kuusinen M., Ollikainen M. & Salpakivi-Salomaa P. (toim.), *Metsän kätköissä – Suomen metsän monimuotoisuus*. Edita Publishing Oy, Helsinki, 292–305.
- Klingberg T. 2003. Certification of forestry: A small-scale forester perspective. *Management and Policy*, 2: 409–421.
- Korvenpää T., Lehesvirta T. ja Salpakivi-Salomaa P. 2002. Pienvesien avainbiotoopit tärkeitä harvinaisille sammalille. *Luonnon Tutkija* 106: 144–154.
- Kostamo J., Lehesvirta T. & Ahlroth P. 2004. Talousmetsien arvokkaat elinympäristöt. Teoksessa: Kuuluvainen T., Saaristo L., Keto-Tokoi P., Kostamo J., Kuuluvainen J., Kuusinen M., Ollikainen M. & Salpakivi-Salomaa P. (toim.), *Metsän kätköissä – Suomen metsän monimuotoisuus*, Edita Publishing Oy, Helsinki, 262–271.
- Kotiharju A. & Niemelä H. 2004. *Arviointiraportti keskeisistä muutoksista Suomen metsäsertifiointijärjestelmän SMS-standardien ja tarkistettujen FFCS-standardien välillä*. Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio, Helsinki.
- Kraxner F. & Rametsteiner E. 2005: Western Europe certifies 50% and North America 30%, of their forests: certified forest products markets, 2004–2005. *Timber Bulletin* 2005: 58, 83–94.
- Kruys N. & Jonsson B. G. 1999. Fine woody debris is important for species richness on logs in managed boreal spruce forests of northern Sweden. *Canadian Journal of Forest Research* 29: 1295–1299.
- Kruys N., Fries C., Jonsson B. G., Lämås T. & Ståhl G. 1999. Wood-inhabiting cryptogams on dead Norway spruce (*Picea abies*) trees in managed Swedish boreal forest. *Canadian Journal of Forest Research* 29: 178–186.
- Kulotustoimikunnan mietintö 1980. Komiteamietintö 1980:1. Helsinki.

- Kuuluvainen T. 2004a. Metsien monimuotoisuuden turvaamisen haasteet. Teoksessa: Otsamo A. (toim.), *MOSSE puolimatassa – monimuotoisuuden tutkimusohjelman (2003–2006) välitulokset*, MMM:n julkaisuja 14/2004, Vammala, 55–64.
- Kuuluvainen T., Wallenius T. & Pennanen J. 2004b. Metsän luontainen rakenne, dynamiikka ja monimuotoisuus. Teoksessa: Kuuluvainen T., Saaristo L., Keto-Tokoi P., Kostamo J., Kuuluvainen J., Kuusinen M., Ollikainen M. & Salpakivi-Salomaa P. (toim.), *Metsän kätköissä – Suomen metsän monimuotoisuus*, Edita Publishing Oy, Helsinki, 49–70.
- Kuuluvainen T., Jäppinen J.P., Kivimaa T., Rassi P., Salpakivi-Salomaa P. & Siitonen, J. 2004c. Ihmisen vaikutus Suomen metsiin. Teoksessa: Kuuluvainen T. Saaristo L., Keto-Tokoi P., Kostamo J., Kuuluvainen J., Kuusinen M., Ollikainen M. & Salpakivi-Salomaa P. (toim.), *Metsän kätköissä – Suomen metsän monimuotoisuus*, Edita Publishing Oy, Helsinki, 114–139.
- Kuusinen M., Ahlroth P., Alanen A., Hakalisto S., Kouki J., Salminen P., Tonteri T., Väisänen R. & Syrjänen K. 2003. Etelä-Suomen metsien monimuotoisuusohjelman luonnonsuojelubiologiset kriteerit. *Suomen ympäristö 634*, Edita Prima Oy, Helsinki.
- Lampainen J., Kuuluvainen T., Wallenius T. H., Karjalainen L. & Vanha-Majamaa I. 2004. Long-term forest structure and regeneration after wildfire in Russian Karelia. *Journal of Vegetation Science* 15: 245–256.
- Larjavaara M., Kuuluvainen T. & Rita H. 2005. Spatial distribution of lightning-ignited forest fires in Finland. *Forest Ecology and Management* 208: 177–188.
- Larsson K. & Elander J. 2004. *Hantering av naturhänsyn efter slutavverkning I Ostergötland*. Linköpings universitet, Examensarbete, Institutionen för fysik och mätteknik, biologi och kemi.
- Latham D. J., & Schlieter J. A. 1989. Ignition probabilities of wildland fuels based on simulated lightning discharges, USDA Forest Service, Research Paper INT-411.
- Lauri S. 2000. *Suomen metsäsertifiointistandardin kriteerien toteutumisen arviointi sertifiointiarvioinnissa*. Pro gradu -tutkielma, metsäekologian laitos, Helsingin yliopisto.
- Lee P. C., Crites S., Niefeld M., Van Nguyen H. & Stelfox J. B. 1997. Characteristics and origins of deadwood material in aspen-dominated boreal forests. *Ecological Applications* 7: 691–701.
- Lehni M. State-of-play report 1998. WBCSD project on eco-efficiency metrics & reporting. Geneva: World Business Council for Sustainable Development; 1998.
<http://www.nachhaltigkeit.at/bibliothek/pdf/WBCSDcoefficientcy.pdf> (11.12.2005)
- Lehto J. 1987. *Käytännön metsätyypit*. Kirjayhtymä, Helsinki.
- Leskinen L. A. 2003. Purposes and challenges of public participation in regional and local forestry in Finland. *Forest Policy and Economics* 6: 605–618.
- 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: 68–78.
- Linder P., Jonsson P. & Niklasson M. 1998. Tree mortality after prescribed burning in an old-growth Scots pine forest in northern Sweden. *Silva Fennica* 32: 339–349.
- Lindström T. 1997. *Private forest owners' attitudes towards forest certification*. Pro gradu -tutkielma, Helsingin yliopisto, metsäekonomian laitos.
- Luoma D. L., Eberhart J. L., Molina R. & Amaranthus M. P. 2004. Response of ectomycorrhizal fungus sporocarp production to varying levels and patterns of green-tree retention. *Forest Ecology and Management* 202: 337–354.
- Maailman Pankki 2005. *Globalization*. <http://www.worldbank.org/economicpolicy/globalization/> (15.09.2005)
- Maa- ja metsätalousministeriö 1997. *Metsäsertifiointin toteutusjärjestelmän kehittäminen Suomessa*. MMM:n julkaisuja 6/1997, Helsinki.
- Malmi I. 2000. *Suomen metsäsertifiointijärjestelmän yksityismetsätaloudelle aiheuttamat kustannukset*. Pro gradu -tutkielma, Helsingin yliopisto, metsäekologian laitos.
- Martikainen P. 2001. Conservation of threatened saproxylic beetles: significance of retained aspen *Populus tremula* on clear cut areas. *Ecological Bulletins* 49: 205–218.
- Martikainen P., Siitonen J., Punttila P., Kaila L. & Rauh J. 2000. Species richness of Coleoptera in mature managed and old-growth boreal forests in southern Finland. *Biological Conservation* 94: 199–209.
- Mazurek M.J. & Zielinski W. J. 2004. Individual legacy trees influence vertebrate wildlife diversity in commercial forests. *Forest Ecology and Management* 193: 321–334.
- Meriluoto M. & Soininen T. 1998. *Metsäluonnon arvokkaat elinympäristöt*. Metsälehti Kustannus, Helsinki.
- Metsäsertifiointin standardityöryhmä & Suomen Metsäsertifiointi ry 2003. *Suomalaisen metsäsertifiointin tarkistetut standardit*. <http://www.pefc.fi/suo/ohjeet/index.htm> (14.10.2005)

- Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio 2006a. *Taloustmetsien luonnonhoidon laadun arviointi*.
<http://www.metsavastaa.net/index.cfm?docID=345> (14.3.2006)
- Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio 2006b. *Aikasarjoja tuloksista, luontokohteet*.
<http://www.metsavastaa.net/index.cfm?docID=355> (14.3.2006)
- Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio 2006c. *Metsänuudistaminen*.
<http://www.metsavastaa.net/index.cfm?docID=4628> (9.1.2006)
- Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio 2006d. *Aikasarjoja tuloksista 1995–2006, luontokohteet*.
<http://www.metsavastaa.net/index.cfm?docID=355> (2.5.2006)
- Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio 2006e. *Metsäalan luonnonhoitotutkinto 1997–2005, hyväksytyt suoritukset*. <http://www.metsavastaa.net/index.cfm?docID=1775> (1.4.2006)
- Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio 2006f. *Säästöpuut uudistushakkuissa*.
<http://www.metsavastaa.net/index.cfm?docID=352> (2.5.2006)
- Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio 2006g. *Luontokohteet*.
<http://www.metsavastaa.net/index.cfm?docID=355> (2.5.2006)
- Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio 2006h. *Vesiensuojelu*.
<http://www.metsavastaa.net/index.cfm?docID=353> (2.5.2006)
- Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio 2006i. *Hyvän metsänhoidon suositukset*. Metsäkustannus Oy, Helsinki.
- Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio 2005. *Säästöpuut*.
<http://www.metsavastaa.net/index.cfm?docID=358> (9.12.2005)
- Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio 2001. *Hyvän metsänhoidon suositukset*. Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio, Helsinki.
- Metsätalostollinen vuosikirja 2005. Metsäntutkimuslaitos, Vantaa.
- Metsätalostollinen vuosikirja 2004. Metsäntutkimuslaitos, Vantaa.
- Metsätalostollinen vuosikirja 2003. Metsäntutkimuslaitos, Vantaa.
- Metsätalostollinen vuosikirja 2002. Metsäntutkimuslaitos, Vantaa.
- Metsätalostollinen vuosikirja 2001. Metsäntutkimuslaitos, Vantaa.
- Metsätalostollinen vuosikirja 2000. Metsäntutkimuslaitos, Vantaa.
- Metsätalostollinen vuosikirja 1982. Metsäntutkimuslaitos, Helsinki.
- Moran D., Pearce D. & Wendelaar A. 1997. Investing in biodiversity: an economic perspective on global priority setting. *Biodiversity and Conservation* 6: 1219–1243.
- Müller K, Sturm A. 2001. *Standardized eco-efficiency indicators report 1: concept paper*. Basel, Ellipson AG.
- Murphy M.L., Heifetz J., Johnson S. W., Koski K. V. & Thedinga J. F. 1986. Effects of clear-cut logging with and without buffer strips on juvenile salmonids in Alaskan streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 43: 1521–1533.
- Mälkkönen E. & Levula T. 1996. Impacts of Prescribed burning on soil fertility and regeneration of Scots pine. Teoksessa: Goldammer J. G. & Furyaev V. V. (toim.), *Fire in ecosystems of boreal Eurasia*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 453–464.
- Mäntyranta H. 2002. *Metsäsertifiointi ideaalista itsetarkoitukseksi*. Kustannusosakeyhtiö Metsälehti, Vammala.
- Mönkkönen M. 2004. Suomen metsäluonto – osa globaalia monimuotoisuutta. Teoksessa: Kuuluvainen T., Saaristo L., Keto-Tokoi P., Kostamo J., Kuuluvainen J., Kuusinen M., Ollikainen M. & Salpakiivi-Salomaa P. (toim.), *Metsän kätköissä – Suomen metsän monimuotoisuus*, Edita Publishing Oy, Helsinki, 19–48.
- Mönkkönen M. 1998. Luonnonmetsä muuttuu jatkuvasti. Teoksessa: *Vanhaa metsää etsimässä*. Metsähallitus, luonnonsuojelu, 10–14.
- Naiman R. J., Decamps H. & Pollock M. 1993. The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. *Ecological Applications* 3: 209–212.
- Naskali A. 1995. Biologisen diversiteetin taloudellinen arvo. Teoksessa: Hiedanpää J. & Haila Y. (toim.) *Biodiversiteetin arvo päätöksenteon ongelmana*, Kelan tutkimuskeskus, Turku, 17–32.
- Niklasson M. & Granström A. 2000. Numbers and sizes of fires: long-term spatially explicit fire history in a Swedish boreal landscape. *Ecology* 81(6): 1484–1499.
- Niskala M.L. 2003. *Metsätalouden säädökset 2003*. Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio, Helsinki.
- North M., Chen J., Smith G., Krakowiak L. & Franklin J. 1996. Initial response of under story plant diversity and over story tree diameter growth to a GTR harvest. *Northwest Science* 70: 24–35.
- Nuolivirta P. 2004. *Metsäsertifiointin kustannusvaikutukset ja niiden vertailu Suomessa*. Pro gradu -tutkielma, Helsingin yliopisto, taloustieteen laitos.
- Nyberg P. & Eriksson T. 2001. SkyddsIdäer ivd vattendrag is skogs- och jordbrukslandskapet. En litteraturoversikt. *Fiskeriverket Rapport 3*.

- UNCED 1992. *UNCED report of the united nations conference on environment and development, metsäasiakirja* (Ref. Viitala (2003)) <http://www.un.org/documents/ga/conf151/aconf15126-3annex3.htm> (15.09.2005)
- UPM 2005. *Parallel field testing of forest certification standards*. UPM, Forestry and Wood Sourcing Environmental Forestry Affairs in co-operation with WWF
- OECD 2005. *Handbook on Economic Globalisation Indicators, Introduction*. <http://www.oecd.org/dataoecd/37/25/34964971.pdf> (15.09.2005)
- OECD 1998. *Eco-efficiency*. OECD Publishing.
- OECD 1995. *Making markets for biological diversity. The role of economic incentive measures*. OECD Publishing.
- Olsen S. R. 1995. Climatic factors in eleven Norwegian forest edges. Teoksessa: Hyttinen A., Kähkönen A., & Pelli P. (toim.). *Multiple use and environmental values in forest planning. proceedings of international summer course*. European Forest Institute, EFI Proceedings 4, 261–273.
- Owari T., Juslin H., Rummukainen A. & Yoshimura T. 2006. Strategies, functions and benefits of forest certification in wood products marketing: Perspectives of Finnish suppliers. *Forest Policy and Economics* [painossa].
- Palik B. J., Mitchell R. J., Houseal G. & Pederson N. 1997. Effect of canopy structure on resource availability and seedling responses in a longleaf pine ecosystem. *Canadian Journal of Forest Research* 27: 1458–1464.
- Parviainen J. 2000. *The impact of fire and human on the boreal landscapes of Europe: from the settlement history to the close to nature forest management*. Congress paper for the International Congress on fire, Bonn, 2000. <http://www.ffcs-finland.org/other/bonn3firecongress.pdf> (16.11.2005)
- Pearce D. & Moran D. 1994. *The economic value of biodiversity*. Earthscan Publication Limited, London.
- PEFC 2005. <http://www.pefc.org/internet/html/> (16.09.2005)
- Pearson S. F. & Manuwal D. A. 2001. Breeding bird response to riparian buffer width in managed pacific northwest Douglas-fir forests. *Ecological Applications* 11: 840–853.
- Pedlar J. H., Pearce J. L., Venier L. A. & McKenney D. W. 2002. Coarse woody debris in relation to disturbance and forest type in boreal Canada. *Forest Ecology and Management* 158: 189–194.
- 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.
- Pitkänen A., Huttunen P., Jungner H. & Tolonen K. 2002. A 10 000 year local forest fire history in a dry heath forest site in eastern Finland, reconstructed from charcoal layer records of a small mire. *Canadian Journal of Forest Research* 32: 1875–1880.
- Porter M. E. 1985. *Kilpailuetu: miten ylivoimainen osaaminen luodaan ja säilytetään*. Weilin + Göös, Espoo.
- Prendergast J. R., Quinn R. M., Lawton J. H., Eversham B. C. & Gibbons D. W. 1993. Rare species, the coincidence of diversity hotspots and conservation strategies. *Nature* 365: 335–337.
- Pusenius K., Lettenmeier M. & Saari A. 2005. Luonnonvarojen kulutus Suomen tieliikenteessä (TieMIPS). *Liikenne- ja viestintäministeriön julkaisuja 54/2005*. Edita Oyj, Helsinki.
- Pykälä J., Heikkinen R.K., Toivonen H. & Jääskeläinen K. 2006. Importance of Forest Act habitats for epiphytic lichens in Finnish managed forests. *Forest Ecology and Management* 223: 84–92.
- Rametsteiner E. & Simula M. 2003. Forest Certification, an instrument to promote sustainable forest management? *Journal of Environmental Management* 67: 87–98.
- Randall A. 1998. What mainstream economists have to say about the value of biodiversity. Teoksessa: Wilson W.O. (toim.). *Biodiversity*, National Academy Press, Washington D.C., 217–223.
- Rassi P., Alanen A., Kanerva T. & Mannerkoski I. (toim.) 2001. *Suomen lajien uhanalaisuus 2000*. Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus, Helsinki.
- Rees D. C. & Juday G. P. 2002. Plant species diversity on logged versus burned sites in central Alaska. *Forest Ecology and Management* 155: 291–302.
- Rissa K. 2001. *Ekotehokkuus – enemmän vähemmästä*. Edita Oyj, Helsinki.
- Rutanen I. 1994. *Metsäpalon vaikutuksesta kovakuoriaislajistoon Patvinsuon kansallispuistossa*. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja 196. Painatuskeskus Oy, Helsinki.
- Ryttäri T. 2005. Paahdeympäristöt – ekologia ja kasvisto. Teoksessa: *Paahdeympäristöjen ekologia ja uhanalaiset lajit*, Suomen ympäristö 774, Vammalan Kirjapaino Oy, Vammala, 12–27.
- Savcor Indufor 2005. *Effectiveness and efficiency of FSC and PEFC forest certification on pilot areas in Nordic countries*. Federation of Nordic Forest Owners' Organizations, Helsinki.
- Selonen V. A. O. & Kotiaho J. S. 2006. *Effect of buffer strip on species diversity in the immediate surroundings of boreal brook habitats*. Käsikirjoitus.

- Selonen V. A. O., Ahlroth P. & Kotiaho J. S. 2005. Anthropogenic disturbance and diversity of species: polypores and polypore-associated beetles in forest, forest edge and clear cut. *Scandinavian Journal of Forest Research* 20: 49–58.
- Siitonen J. & Hanski I. 2004. Metsälajiston ekologia ja monimuotoisuus. Teoksessa: Kuuluvainen T., Saaristo L., Keto-Tokoi P., Kostamo J., Kuuluvainen J., Kuusinen M., Ollikainen M. & Salpakivi-Salomaa P. (toim.), *Metsän kätköissä – Suomen metsän monimuotoisuus*. Edita Publishing Oy, Helsinki, 76–109
- Siitonen J., Hottola J., Lommi S. & Mattila J. 2004. Talousmetsien luonnonhoidon merkitys lajiston monimuotoisuudelle – avainbiotoopit, säätöpuusto ja seuranta. *Mosse puolimatassa – monimuotoisuuden tutkimusohjelma (2003-2006) välitulokset*, 124–125.
- Siitonen J. 2001. Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as an example. *Ecological Bulletins* 49: 11–41.
- Similä M., Kouki J. & Martikainen P. 2003. Saproxylic beetles in managed and seminatural Scots pine forests: Quality of dead wood matters. *Forest Ecology and Management* 174: 365–381.
- Sippola A.-L., Mönkkönen M., Renvall P. & Kangasmäki K. 2004. Avainbiotoopin koon ja puuston rakenteen merkitys Koloin kansallispuiston kääpälajiston suojelulle. *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 915: 73–90.
- Sippola A.L., Siitonen J. & Punttila P. 2002. Beetle diversity in timberline forests: a comparison between old-growth and regeneration areas in Finnish Lapland. *Annales Zoologici Fennici* 39: 69-86.
- Smeets E. & Weterings R. 1999. *Environmental indicators: typology and overview*. European Environmental Agency technical report No 25, Kööpenhamina.
- Spackman S. C. & Hughes J. W. 1995. Assessment of minimum stream corridor width for biological conservation: species richness and distribution along mid-order streams in Vermont, USA. *Biological Conservation* 71: 325–332.
- Sprugel D. 1984. Changes in biomass components through stand development in wave-regenerated balsam fir forests. *Canadian Journal of Forest Research* 15: 269–278.
- Strijker D., Sijtsma F.J. & Wiersma D. 2000. Evaluation of nature conservation, an application to the Dutch Ecological Network. *Environmental and Resource Economics* 16: 363–378.
- Storaunet K. O. & Rolstad J. 2002. Time since death and fall of Norway spruce logs in old-growth and selectively cut boreal forest. *Canadian Journal of Forest Research* 32: 1901–1812.
- Suomen Metsäyhdistys ry. *Miten metsätalous ja suojelu vaikuttavat metsäluontoon – uhanalaiset lajit on selvä mittari*. http://www.forest.fi/yr2004/fin/5_1.html. (20.09.2005)
- Söderman G. & Leinonen R. 2005. Paahdeympäristöjen myrkkypistiäiset. Teoksessa: *Paahdeympäristöjen ekologia ja uhanalaiset lajit*, Suomen ympäristö 774, Vammalan Kirjapaino Oy, Vammala, 53–58.
- Taylor F. W. 1913. *The principles of scientific management*. Norton, New York.
- Teitel S. 2005. Globalization and its disconnects. *The Journal of Socioeconomics* 34: 444–470.
- Tenhunen J. & Lohi T.K. 2001. Ekotehokkuus vesihuollossa, menetelmä ja sovelluksia vesi- ja viemärilaitosten kestävä kehityksen arvioimiseksi. *Suomen ympäristö* 488, Edita Prima Oy, Helsinki.
- Toivanen T. & Kotiaho J. S. 2005. *Mimicking natural disturbances of boreal forests: the effects of controlled burning and creating dead wood on beetle diversity*. Käsikirjoitus.
- Toivanen T. & Kotiaho J. S. 2005. *The significance of silvicultural burnings in the conservation of rare and threatened beetle species*. Käsikirjoitus.
- Tolonen K. 1983. The Post-Glacial Fire Record. Teoksessa: Wein R. W. & MacLean O. A. (toim.) *The Role of Fire in Northern Circumpolar Ecosystems*. John Wiley and Sons Ltd, , 21–44.
- Työtehoseuran metsätiedote 2004. *Metsäsertifiointin tarkistetut vaatimukset valmistuneet*. Työtehoseura 2004: 2 (678).
- Saari E. 1923. Kuloista etupäässä Suomen valtionmetsiä silmällä pitäen. Tilastollinen tutkimus. *Acta Forestalia Fennica* 26: 1–155.
- Schimmel J. 1993. Tree seedling establishment after fire in northern Sweden in relation to fire severity. Teoksessa: Schimmel J. (toim.), *On fire, fire behaviour, fuel succession and vegetation response to fire in the Swedish boreal forest*. SLU Reporocetralen, Umeå.
- Schimmel J. & Granström A. 1996. Fire severity and vegetation response in the boreal Swedish forest. *Ecology* 77: 1436–1450.
- Schimmel J. & Granström A. 1993. Vegetation regrowth after fire in northern Sweden in relation to fire severity. Teoksessa: Schimmel J. (toim.), *On fire, fire behaviour, fuel succession and vegetation response to fire in the Swedish boreal forest*. SLU Reporocetralen, Umeå.
- Schmidt-Bleek F 2000. Luonnon uusi laskuoppi, ekotehokkuuden mittarit. Gaudeamus kirja, Helsinki.

- Smeets E. & Weterings R. 1999. *Environmental indicators: typology and overview*. European Environmental Agency, Technical report no 25.
- Suomen metsäyhdistys ry 2006. *Jaksollinen metsänkasvatus*
<http://www.forest.fi/smyforest/forest.nsf/allbyid/C450E6F2FEE4D618C2256F3400418576?Opendocument> (9.1.2006)
- Suomen ympäristökeskus 2006. *Vanhoiden metsien suojeleminen*.
<http://www.ymparisto.fi/default.asp?node=752&lan=fi> (9.1.2006)
- Tolonen K. 1983. The Post-Glacial Fire Record. Teoksessa: Wein R. W. & MacLean O. A. (toim.) *The Role of Fire in Northern Circumpolar Ecosystems*. John Wiley and Sons Ltd, 21–44.
- Triquet A. M., McPeck G. A. & McComb W. C. 1990. Songbird diversity in clearcuts with and without a riparian buffer strip. *Journal of Soil and Water Conservation*, July-August: 500-503.
- Uliczka H. & Angelstam P. 1999. Occurrence of epiphytic macro lichens in relation to tree species and age in managed boreal forest. *Ecography* 22: 396–405.
- Valtiovarainministeriö 2000. *Selko opas – Suomi siirtyy euroon* 1.1.–28.2.2002.
<http://www.vm.fi/files/selkofin.pdf>
- Vanha-Majamaa I. 2004. Hakuu- ja metsäntalouden lyhyen aikavälin vaikutukset monimuotoisuuteen. Teoksessa: Kuuluvainen T., Saaristo L., Keto-Tokoi P., Kostamo J., Kuuluvainen J., Kuusinen M., Ollikainen M. & Salpakivi-Salomaa P. (toim.), *Metsän kätköissä – Suomen metsän monimuotoisuus*, Edita Publishing Oy, Helsinki, 175–175.
- Vanha-Majamaa I. & Jalonen J. 2001. Green tree retention in Fennoscandian forestry. *Scandinavian Journal of Forest Research* 3: 79–90.
- Vanha-Majamaa I., Tuittila E.S., Tonteri T. & Suominen R. 1996. Seedling establishment after prescribed burning of a clear-cut and partially cut mesic boreal forest in southern Finland. *Silva Fennica* 30: 31–45.
- Viitala J. 2003. *Metsäsertifiointimme koko kuva*. Tietosanoma, Helsinki.
- Virkkala R., Korhonen K. T., Haapanen R. & Aapala K. 2000. *Metsien ja soiden suojeleminen metsä- ja suokasvillisuusvyöhykkeittäin valtakunnan metsien 8. inventoinnin perusteella*. Suomen ympäristö 395, Oy Edita Ab, Helsinki.
- Väyrynen R. 1997. *Global transformation. Economics, politics and culture*. SITRA 161, Helsinki.
- Wallenius T. 2002. Forest age distribution and traces of past fires in a natural boreal landscape dominated by *Picea abies*. *Silva Fennica* 36: 201–211.
- WBCSD 2005. *Eco-Efficiency*.
<http://www.wbcsd.org/templates/TemplateWBCSD5/layout.asp?type=p&MenuId=NzA&doOpen=1&ClickMenu=LeftMenu> (1.11.2005)
- Wikars L.-O. 2002. Dependence on fire in wood-living insects: an experiment with burned and unburned spruce and birch logs. *Journal of Insect Conservation* 6: 1–12.
- Wikars L.-O. & Schimmel J. 2001. Immediate effects of fire-severity on soil invertebrates in cut and uncut pine forests. *Forest Ecology and Management* 141: 189–200.
- Wikars L.-O. & Ås S. 1999. Skalbagarna som följer på branden. *Skog & Forskning* 1999: 53–58.
- Wretling J. 1934. Naturbetingelserna för de Nordsvenska järnpodsolerade moränmarkernas tallhedar och mossrika skogssamhällen. Teoksessa: *Svenska Skogsvårdsföreningens Tidskrift* 32: 328–395.
- Wright H. & Bailey A. 1982. *Fire ecology, United States and southern Canada*. A Wiley-Interscience Publication, New York.
- WWF 2005. *What is the ecological footprint?*
http://www.wwf.org.uk/filelibrary/pdf/what_is_ecofootprint.pdf (1.11.2005)
- Wätzold F. & Schwerdtner K. 2005. Why be wasteful when preserving a valuable resource? A review article on the cost-effectiveness of European biodiversity conservation policy. *Biological Conservation* 123: 327–338.
- Ylikoski P., Niskanen Y., Hänninen H., Kurttila M. & Pukkala T. 2004. Sijainnin vaikutus uudistusikäisen metsikön hakkuuseen. *Metsätieteen aikakauskirja* 3/2004: 255–269.
- Ympäristöministeriö 2006. *Vanhoiden luonnonsuojeluohjelmien rahoitusta jatketaan kahdella vuodella*.
<http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=162208&lan=fi> (15.2.2006)
- Yrjönen K. 2004. Metsälain erityisen tärkeät elinympäristöt. Kartoitus yksityismetsissä 1998–2004. Loppuraportti. Maa- ja metsätalousministeriö, *MMM:n julkaisuja* 9/2004, 1–60.
- Zackrisson O. 1977. Influence of forest fires on the North Swedish boreal forest. *Oikos* 29: 22–32.

Liite 1: Haastattelurunko

Metsäsertifiointin vaikuttavuus

Metsäsertifiointin tavoitteena on edistää ekologisesti, taloudellisesti ja sosiaalisesti kestävää metsätaloutta. Suomessa metsänhoitoon vaikuttaa paitsi metsäsertifiointikriteerit, myös lainsäädäntö, hyvän metsänhoidon suositukset sekä erilaiset vapaaehtoiset ohjelmat.

1. Ovatko sertifiointikriteerit mielestänne riittävän tarkasti määriteltyjä? Tulisiko olla tarkempia numeroarvoisia ohjeita, pystytäänkö toimintaa suuntaamaan niinkin yleispiirteisellä kriteerillä kuin esim. suoluontoa säilytetään? Ymmärtävätkö kaikki kriteerien käyttäjät ohjeet samalla tavalla, ja miten se taataan/kontrolloidaan? Tehdäänkö kriteerien määrittely vain tietyn opitun toimintatavan mukaisesti, vai mitä kautta määrittely syntyy?
 - Ovatko kriteerit helppo ymmärtää, jääkö harkinnan varaa?
 - Tulisiko olla tarkempia numeroarvoisia ohjeita?
 - Ymmärtävätkö kaikki kriteerien käyttäjät ohjeet samalla tavalla, ja miten se taataan / kontrolloidaan?
 - Tehdäänkö kriteerien määrittely vain tietyn opitun toimintatavan mukaisesti, vai mitä kautta määrittely syntyy?
2. Ovatko sertifiointikriteerit helposti sovellettavissa? Minkälaisia vaikeuksia on ollut, miten käytännössä toiminut?
 - Onko koulutusta annettu tarpeeksi?
 - Pysyykö taso koko maan mittakaavassa samana?
3. Onko sertifiointi tehnyt muutoksia metsänluonnon hoitoon vai vahvistaako se ennemminkin jo olemassa olevia metsänhoidon käytäntöjä?
 - Mikäli sertifiointi on aikaansaanut muutoksia, niin millaisia nämä muutokset ovat?
 - Jos muutoksia ei ole tullut, mitä hyötyä sertifioinnista on? Onko asennepuolella helpompi perustella tiettyjä toimenpiteitä metsänomistajalle?
4. Noudatetaanko kriteerejä riittävästi?
 - Miten metsäammattilaiset suhtautuvat kriteereihin?
5. Valvotaanko kriteerien noudattamista riittävästi?
 - Vapaamatkustajat
6. Metsäsertifiointiin kuuluu kolme ulottuvuutta: taloudellinen, sosiaalinen ja ekologinen kestävyys. Painottuuko jokin näistä ulottuvuuksista muita enemmän sertifioinnissa?
 - Mihin vaikuttaa eniten? Mikä korostuu? Miksi?

Metsäsertifiointin ekologinen kestävyys

FFCS-sertifiointijärjestelmä sisältää kahdeksan standardia ja 28 kriteeriä. Sertifiointikriteeriluettelo löytyy seuraavalta sivulta. Metsätalous koetaan usein Suomen luonnon monimuotoisuuden suurimmaksi uhaksi. Tämän hetkisen arvioin mukaan Suomen metsissä asuu 37 % uhanalaisista lajeistamme. Metsäsertifiointin yhtenä tavoitteena on ekologinen kestävyys, joka tarkoittaa luonnon monimuotoisuuden säilyttämistä ja ihmisen taloudellisen ja aineellisen toiminnan sopeuttamista maapallon luonnonvaroihin ja luonnon sietokykyyn.

7. Mitkä FFCS-sertifiointin kriteerit ovat teidän mielestänne tärkeimpiä sertifiointin ekologisen kestävyuden tavoitteen saavuttamiseksi?
 - Miten nämä kriteerit vaikuttavat?
 - Onko kriteerejä, joiden vaikutus on vähäinen? Miksi?
8. Jos katsotaan tarkemmin kriteerejä:
 - 10: Arvokkaiden elinympäristöjen ominaispiirteet säilytetään
 - 12: Säästöpuustoa jätetään uudistusaloille
 - 15: Paloalueiden lajistoa ja metsän terveyttä edistetään kulotuksella
 - 16: Vesistöjen ja pienvesien varteen jätetään kiintoaine- ja ravinnekuormitusta sitova suojakaista
 - Miten nämä kriteerit ovat vaikuttaneet metsänhoidon toimenpiteisiin? Kuinka hyvin ne ovat toimineet käytännössä? Miten niitä arvioidaan ja valvotaan?
9. Onko sertifiointilla vaikutusta talousmetsien monimuotoisuuteen?
 - Miten vaikuttaa? Onko jotain erityistä (elinympäristöä, lajeja) johon vaikutus kohdistuu?
 - Mitä sertifiointi tuo lisää lakeihin ja metsänhoidon suosituksiin verrattuna?
10. Riittävätkö sertifiointikriteerien mukaiset toimenpiteet takaamaan riittävän monimuotoisuuden tason Suomen talousmetsissä? Minkä takia kyllä / ei?

Metsäsertifiointin hyvät / heikot puolet

FFCS-sertifiointijärjestelmä on ollut käytössä Suomessa vuodesta 1997 lähtien. FFCS-kriteerejä on päivitetty viimeksi vuonna 2005.

11. Mitkä ovat metsäsertifiointin hyvät puolet?
12. Onko sertifiointista etuja ja jos on niin kenelle?
13. Mitkä ovat sertifiointin heikot puolet?
14. Onko sertifiointista haittoja ja jos on niin kenelle?
15. Miten metsäsertifiointia tulisi kehittää jatkossa?

Liite 2: Metsäsertifiointikriteerit vs. lainsäädäntö ja metsänhoitosuosituks

n:o	Kriteeri	Selitys	Lainsäädäntö	Metsänhoitosuosituks
2.	Alueen suurinta kestävää hakkuumäärää ei ylitetä	Kestävä hakkuumäärä vastaa Metsäntutkimuslaitoksen metsätalouden alueellista tavoiteohjelmaa varten laskemaa suuretta (=ainespuun hakkuukertymätavoitteet) Koko Suomessa vuosina 2001–2005 luku on n. 62 milj. m ³ /v (Metsätalouden... 2006a)	Metsätalouden alueelliset tavoiteohjelmat ovat lakisääteisiä. Kyse on kuitenkin tavoitteiden asettamisesta, ei niinkään säännöksistä. Lisäksi laki määrää, että kasvatushakkuu on tehtävä siten, että hakkuualueelle jää riittävästi kasvatuskelpoista puustoa (ML 5 §). Jätettävän puun vähimmäismäärät määritellään tarkemmin MS 3 §.	Ei määrää enimmäishakkuumäärää, mutta antaa suosituksia uudistuskypsästä metsästä puuston keskiläpimittaan ja kasvatettuun puulajiin perustuen. Suositukset on laadittu puuntuotannollisista lähtökohdista, eli tarkoituksena on maksimoida metsien taloudellinen hyöty metsänomistajalle. (luku 6.2)
4	Metsänuudistamisessa käytetään Suomen luontaiseen lajistoon kuuluvia puulajeja	Metsänuudistamisessa käytetään Suomen luontaiseen lajistoon kuuluvia puulajeja erityistapauksia (esim. puistometsiköt, joulukuusien tuotanto) lukuun ottamatta.	Taimien tulee olla taloudellisesti kasvatuskelpoisia puulajeja ja mikäli käytetään puulajeja, jotka eivät kuulu Suomen luontaiseen lajistoon, tulee metsänkäyttöilmoituksessa esittää asiasta selitys. (MS 7 §)	Uudistettavaksi puulajiksi suositellaan taloudellisesti arvokkaimpia suomalaisia puulajeja. (luvut 6.4 ja 7.7)
6	Metsäsuunnittelulla edistetään metsien kestävä hoitoa ja käyttöä	Tilakohtaisten metsäsuunnitelmien kattavuus on vähintään 50 % vähintään 20 hehtaarin suuruisten tilojen tai metsälöiden osalta. Puuntuotannollisten tekijöiden lisäksi uusiin metsäsuunnitelmiin sisällytetään luontokohteet (lakisääteiset).	Metsäsuunnittelu ei lakisääteistä. Metsäsuunnittelua kuitenkin tuetaan rahallisesti, metsänomistaja maksaa vain n. puolet kuluista. Lisäksi ilman ajantasaista metsäsuunnitelmaa metsänparannuksiin saatavat Kamera-lain mukaiset tuet putoavat 10 %. (Metsätalouden... 2006b ja c)	”Tilakohtainen metsäsuunnitelma on hyvä apuväline luonnonhoidon ja puuntuotannon tavoitteiden määrittelyssä sekä niiden yhteensovittamisessa. Sen avulla metsänomistaja voi määritellä puuntuotantoarvoiltaan, luonnonarvoiltaan, monikäyttöarvoiltaan tai maiseman kannalta erityiset metsiköt ja sitä voi käyttää myös luonnonhoidon suunnitteluun ja vaikutusten arviointiin.” (luku 5.1)
9	Suojelualueiden ja vahvistettuihin suojeluohjelmiin kuuluvien kohteiden suojeluarvoa ei vaaranneta.	Suojelualueet: Ympäristökeskus on merkinnyt maastoon ja ilmoittanut maanomistajalle LSL kolmannen luvun mukaisesti perustettujen luonnonsuojelualueiden rajat. Vahvistetut suojeluohjelmat: valtioneuvoston hyväksymät suojeluohjelmat siltä osin, kun niitä ei ole vielä toteutettu.	LSL:n nojalla ovat luonnonsuojelualueet ja vahvistettuihin suojeluohjelmiin kuuluvat kohteet rauhoitettuja. (LSL 9 §)	Suosituksissa mainitaan suojelualueisiin ja vahvistettuihin suojeluohjelmiin kuuluviin kohteisiin liittyvä lainsäädäntö ja sen noudattamisen velvollisuus. (luku 4.3, liite 5)

n:o	Kriteeri	Selitys	Lainsäädäntö	Metsänhoitosuositukset
10	Arvokkaiden elinympäristöjen ominaispiirteet säilytetään.	<p>Lakisääteisten lisäksi:</p> <ol style="list-style-type: none"> 1) tulvametsät ja metsäluhdat, 2) korvet, 3) letot Lapin läänissä, 4) paisterinteet ja supat, 5) vanhat metsät. <p>Näiden elinympäristöjen tulee olla tärkeimpien ominaisuuksiensa kannalta luonnontilaisia, pinta-alaltaan enintään 1ha kokoisia, tunnistettavissa olevia. Kohteiden ominaispiirteet tulee säilyttää lähes ennallaan, eli säilytettävien ominaisuuksien tulee olla säilynyt yli 90 % pinta-alasta. Jos omistaa yli 10 000ha metsää, vanhaksi metsäksi luetaan kaikki metsät, jotka täyttävät vanhan metsän tunnusmerkit pinta-alasta riippumatta. Mikäli suojeltua metsää on yli 5 % omistajan metsistä, vanhojen metsien suojele ei koske omistajaa.</p>	<p>LSL (29 §):</p> <ol style="list-style-type: none"> 1) luontaisesti syntyneet, merkittävältä osin jaloista lehtipuista koostuvat metsiköt, 2) pähkinäpensaslehdot, 3) tervaleppäkorvet, 4) luonnontilaiset hiekkarannat, 5) merenrantaniityt, 6) puuttomat tai luontaisesti vähäpuustoiset hiekkadyynit, 7) katajakedot, 8) lehdesniityt, sekä 9) avointa maisemaa hallitsevat suuret yksittäiset puut ja puuryhmät. <p>ML (10 §):</p> <ol style="list-style-type: none"> 1) lähteiden, purojen ja pysyvän vedenjuoksu-uoman muodostavien norojen sekä pienten lampien välittömät ympäristöt 2) ruoho- ja heinäkorvet, saniaiskorvet sekä lehtokorvet ja Lapin läänin eteläpuolella sijaitsevat letot, 3) rehevät lehtolaikut, 4) pienet kangasmetsäsaarekkeet ojittamattomilla soilla, 5) rotkot ja kurut, 6) jyrkänteet ja niiden välittömät alusmetsät, 7) karukkokankaita puuntuotannollisesti vähätuottoisemmat hietikot, kalliot, kivikot, louhikot, vähäpuustoiset suot ja rantaluhdat <p>ML:n ja LSL:n kohteiden oltava luonnontilaisia tai luonnontilaisen kaltaisia. ML kohteet suojellaan suoraan lain nojalla, LSL vaatii ympäristökeskuksen rajauksen ja ilmoituksen mm. metsänomistajalle.</p>	<p>Lakisääteisten kohteiden ja metsäsertifiointin kohteiden lisäksi:</p> <ol style="list-style-type: none"> 1) elinympäristöt, jotka eivät täytä metsä- ja luonnonsuojelulain tai metsäsertifiointin vaatimuksia, mutta joissa on monimuotoisuudelle tärkeitä rakennepiirteitä, 2) ruohoiset suot, 3) hakamaat, 4) metsäniityt. <p>(luku 5.2.1)</p>

n:o	Kriteeri	Selitys	Lainsäädäntö	Metsänhoitosuositukset
11	Uhanalaisten lajien tunnetut elinpaikat turvataan	Metsätalouden toimenpiteissä turvataan erityisesti suojeltavien uhanalaisten lajien tunnetut elinpaikat sekä muiden uhanalaisten lajien tiedossa olevat elinpaikat.	LSL 47 §: Erityisesti suojeltavan lajin säilymiselle tärkeän esiintymispaikan hävittäminen tai heikentäminen on kielletty. Erityisesti suojeltavan lajin esiintymispaikka on kuitenkin suojeltu vasta kun ymp. keskus on tehnyt rajauspäätöksen ja ilmoittanut siitä mm. metsänomistajalle. LSL 49 §: luontodirektiivin eläinlajeihin kuuluvien yksilöiden lisääntymis- ja levähdyspaikkojen hävittäminen ja heikentäminen on kielletty (esim. liito-orava, susi, rupilisko, isoapollo). Luonto-direktiivilajit ovat suojeltuja suoraan lain nojalla (ei tarvitse erillistä ymp. keskuksen rajausta). LSL 39 §: Rauhoitetun linnun tai suuren petolinnun pesäpuu on tietyin edellytyksin rauhoitettu, eli sitä ei saa kaataa.	Suosituksissa mainitaan metsäsertifiointin kriteerin 11 vaatimus. (luku 5.2.1)
12	Säästöpuustoa jätetään uudistusaloille	<p>Hakkuissa ja metsänhoitotoimenpiteissä jätetään keloja, pötkelöitä ja muuta lahoppuuta, kolopuuta, yksittäisiä tuulenkaatoja sekä aiemman puusukupolven järeitä puuyksilöitä, muodoltaan poikkeuksellisia puuyksilöitä, jaloja lehtipuita, petolintujen pesäpuita, järeitä katajia, kookkaita haapoja ja puumaisia raitoja sekä puita joissa on palokoro. Edellisten puuttuessa jätetään säästöpuita, joilla on myrskynkestävinä hyvät edellytykset kehittyä vanhoiksi puiksi.</p> <p>Uudistushakkuissa pystyyyn tulee jättää vähintään 10 cm rinnankorkeusläpimitallisia puita 5-10 kpl/ha. Säästöpuut jätetään ensisijaisesti ryhmiin.</p>	Jätettävistä säästöpuista ei ole olemassa lainsäädäntöä. Laki ei velvoita jättämään säästöpuita, mutta se kuitenkin lain puitteissa sallitaan, eli tällaisia puita / puuryhmiä ei katsota MS:n (6 §) mukaisiksi taimikon perustamista haittaaviksi puiksi.	Uudistushakkuualoille suositellaan jätettäväksi keskimäärin vähintään 5–10 säästöpuuta hehtaarille. Tämän lisäksi lahoppuut suositellaan jätettäväksi metsään. Mikäli hakkuualueella on haapoja, jaloja lehtipuita, taitoja, arvokas elinympäristö, rantaa tai alue aiotaan kulottaa, on suosituksen mukaan tarkoituksenmukaista jättää enemmän säästöpuustoa säästöpuuryhmiin monimuotoisuuden turvaamiseksi. Säästöpuiksi suositellaan vanhoja puita. Ensisijaiseksi säästöpuulajiksi suositellaan haapaa ja jaloja lehtipuita, mutta myös raita, leppä, pihlaja sekä tavallisten puulajien vanhat ja kuolleet yksilöt sopivat suosituksen mukaan hyvin säästöpuiksi. Erikseen mainitaan, että säästöpuut tulee jättää metsään pysyvästi. (luku 5.2.2)

n:o	Kriteeri	Selitys	Lainsäädäntö	Metsänhoitosuositukset
13	Geenitekniikalla muunneltua metsänviljelyaineistoa ei käytetä.	Metsän viljelyssä ei käytetä geenitekniikalla muunneltua metsänviljelyaineistoa.	Laki metsänviljelyaineiston kaupasta asettaa rajoitteita geenitekniikalla muunnellun metsänviljelyaineiston käyttöön (8 §): "Geenitekniikalla muunneltua perusaineistoa saa käyttää metsänviljelyaineiston tuottamiseen vain, jos se täyttää metsänviljelyaineistodirektiivin liitteen V mukaiset vaatimukset ja jos tarpeelliset tutkimukset ja muut toimenpiteet ihmisten terveydelle ja ympäristölle aiheutuvien haitallisten vaikutusten toteamiseksi sekä välttämiseksi on tehty ja geneettisesti muunneltu perusaineisto on hyväksytty geenitekniikkalain mukaisessa tai perusaineiston tuottamista ja markkinointia koskevien Euroopan yhteisön säännösten täytäntöön panemiseksi annetun lainsäädännön mukaisessa menettelyssä."	"Käytännön metsätaloudessa ei käytetä geneettisesti muunneltua metsänviljelyaineistoa, kunnes käytön turvallisuudesta voidaan varmistua." (luku 7.7)
14	Metsätiesuunnitelmiin sisältyy ympäristöselvitys	Metsäorganisaatioiden laatimien uusien, pysyvien metsäteiden tiesuunnitelmiin sisältyy ympäristöarvojen selvitys. Ympäristöselvityksen tulee sisältää arvio tien vaikutuksista seuraavien kohteiden ominaispiirteiden säilymiseen: suojelualueet, arvokkaat elinympäristöt, erityisesti suojeltavien lajien elinpaikat, riistanhoito-ym. paikat. Lisäksi selvityksen tulee arvioida tien vaikutukset sen läheisyydessä oleviin vesistöihin.	Jos metsän käsittely koskee metsälain 10 §:n 2 ja 3 momentissa tarkoitettuja elinympäristöjä, tulee metsänkäyttöilmoituksesta käydä ilmi tien rakentaminen. Lisäksi ilmoituksessa tulee olla selvitys siitä, miten suunnitelluissa toimenpiteissä otetaan huomioon elinympäristöjen ominaispiirteiden säilyttäminen (MA 9 §). Mikäli tielle haetaan rahoitusta Kamera-lain nojalla, tulee tien tekemisessä kiinnittää erityistä huomiota ympäristönsuojelullisiin näkökohtiin (Maa- ja metsätalousministeriön asetus kestävän metsätalouden rahoituksesta annetun lain nojalla puuntuotannon kestävyden turvaamiseksi tehtävistä töistä, 8 §)	Ei suositusta.

n:o	Kriteeri	Selitys	Lainsäädäntö	Metsänhoitosuositukset
15	Paloalueiden lajistoa ja metsien terveyttä edistetään kulotuksella	Kulotettavan alueen pinta-ala sertifiointijakson aikana on vähintään vuosina 1998–2002 kulotetun pinta-alan suuruinen. Alueeseen lasketaan mukaan polttamalla tehtävä ennallistaminen, säästöpuuryhmien kulottaminen sekä alueen metsäpalot. Sertifiointijakso on 5 vuotta.	Kestävän metsätalouden rahoitus -lain nojalla kulotukseen voidaan myöntää tukea. (5 §)	”Kulotus lisää palaneen ja hiiltyneen puun määrää paikallisesti. Kulotettavalle alueelle suositellaan jättämään säästöpuuryhmä tai mahdollisimman runsaasti laho- ja pystyputa lisäämään kohteen luonnonhoidollista arvoa... Kulotuksen lisääminen on elintärkeää niille harvinaisille tai uhanalaisille lajeille, jotka ovat sopeutuneet elämään palaneessa maassa tai puuaineksessa.” (luku 5.2.2) ”Kulotus ja sen yhteydessä tehty kevyt maanmuokkaus on hyvä yhdistelmä maaperän hoitoa, maanpinnan käsittelyä ja luonnonhoitoa. Kulotus soveltuu moreeni-maiden kuusikoiden uudistamiseen tuoreilla ja kuivahkoilla kankailla.” (luku 7.1)
16	Vesistöjen ja pienvesien varteen jätetään kiintoaine- ja ravinnekuormitusta sitova suojakaista.	Vesistöjen ja pienvesien varteen jätetään kiintoaine- ja ravinnekuormitusta sitova suojakaista, jolla maanpintaa ei rikota puunkorjuussa ja jota ei muokata, tai lannoiteta eikä sille levitetä kemiallisia torjunta-aineita. Metsätöitä voi tehdä suojakaistalla, suojakaistan pituudesta tulee 90 % maanpinta säilyä rikkoutumattomana. Suojakaistan leveys on vähintään 3-5 metriä.	Metsälaki ei anna ohjeita suojakaistoista. Metsätaloustoimivaltaisella ministeriöllä on oikeus päättää suojakaistojen muodostamisesta (ML 13 §), mutta suojakaistoja ei edellytetä automaattisesti. ML 13 §:n mukaisia alueita ei ole tällä hetkellä Suomessa. (Kiviniemi 2004) ML 10 § suojelee joitain pienvesien lähiympäristöjä.	”Vesistöjen ja pienvesien yhteyteen jätetään aina ravinteiden ja kiintoaineksen kulkeutumista estävä muokkaamaton suojakaista. Suojakaistan rikkomaton maanpinta, maaperä ja kasvillisuus toimivat ravinteiden ja kiintoaineksen pidättäjinä. Tältä suojakaistalta voi hakata puita, mikäli puut voidaan korjata vyöhykkeen ulkopuolelta maanpintaa ja pintakasvillisuutta rikkomatta.” (luku 9.6) Suojakaistalle suositellaan jätettäväksi taloudellisesti vähäarvoista puustoa. (luku 6.3)
17	Suoluontoa säilytetään	Luonnontilaisia soita ei uudisojiteta. Kunnostusojituksia tehdään vain sellaisilla alueilla, joilla ojitus on lisännyt selvästi puuston kasvua.	Kunnostusojitukseen voidaan myöntää rahallista tukea (KMR 5 §). Sen sijaan uudisojitusta ei ole rahoitettu sitten vuoden 1997 muuta kuin erityistapauksissa. Ojitusta säädellään tarkemmin vesilain 6 luvussa.	Monipuolisen metsäluonnon säilyttämiseksi suositellaan jätettäväksi ojittamatta pienalaiset korpinoitot ja kosteikot. Lisäksi kunnostusojituksen suunnittelussa tulisi ottaa erityisesti huomioon harvinaiset ja harvinaistuneet suotyypit (mainittu 24 uhanalaista suotyyppiä liitteessä 1). (luku 11.4)

n:o	Kriteeri	Selitys	Lainsäädäntö	Metsänhoitosuositukset
18	Vesiensuojelusta huolehditaan ojituskohteilla	Metsäorganisaatioiden laatimiin kunnostusojitus suunnitelmiin sisältyy vesiensuojelusuunnitelma, johon sisältyvät vesiensuojelutoimenpiteet on toteutettu tarkoituksenmukaisella tavalla ottaen huomioon toteutusajankohdan suositukset. Vesiensuojelusuunnitelmiin sisältyy mm.: ojituksen vaikutus vesistöjen veden korkeuteen, arvokkaiden elinympäristöjen huomioon ottaminen, maaperän syöpymisvaara, kaltevuussuhteet ja vesien johtaminen pois kunnostusojitusalueelta ja vesiensuojelutoimenpiteet ja niiden mitoitus.	Vesilaki koskee myös ojitusta. 15 §: Vesistöä ei saa johtaa vettä tai ryhtyä vesistöä tai maalla muuhun toimenpiteeseen siten, että siitä tai sen seurauksena voi aiheutua sellainen muutos, joka melkoisesti vähentää luonnon kauneutta, ympäristön viihtyisyyttä, kulttuuriarvoja tai vesistön käyttökelpoisuutta vedenhankintaan tai sen soveltuvuutta virkistyskäyttöön.	Suositus korostaa vesiensuojelun tapauskohtaisuutta kunnostusojituksessa. Ja suositukset mainitaan metsäorganisaatioiden laatimat kunnostusojitus suunnitelmat. Kiintoaineiden ja ravinteiden huuhtoutumisen estämiseksi tehtävistä toimenpiteistä mainitaan kaivutöiden ajoitus, jaksotus, veden virtausnopeuden hidastaminen, pintavalutus kenttä, laskeutus altaat ja kosteikot. Kunnostusojittamatta suositellaan jätettäväksi tärkeät pohjavesialueet ja muut vedenhankintaan soveltuvat pohjavesialueet, mikäli ojat jouduttaisiin kaivamaan turvekerroksen alla olevaan kivennäismaahan. (luku 11.5)
19	Pohjavesialueiden laatua ei heikennetä kemiallisilla torjunta-aineilla eikä lannoitteilla.	Vedenhankintaa varten tärkeillä ja soveltuvilla pohjavesialueilla ei käytetä kemiallisia torjunta-aineita. Vedenhankintaa varten tärkeillä pohjavesialueilla ei käytetä lannoitteita.	Ainetta tai energiaa ei saa panna tai johtaa sellaiseen paikkaan tai käsitellä siten, että tärkeällä tai muulla vedenhankintakäyttöön soveltuvalla «pohjavesialueella» «pohjavesi» voi käydä terveydelle vaaralliseksi tai sen laatu muutoin olennaisesti huonontua. (YSL, 8 §) Lisäksi YSL:n 19 §:n nojalla kunnanvaltuusto voi antaa YSL:n täytäntöön panemiseksi tarpeellisia paikallisista olosuhteista johtuvia, kuntaa tai sen osaa koskevia yleisiä määräyksiä. Määräykset voivat koskea vyöhykkeitä ja alueita, joilla lannan ja lannoitteiden sekä maataloudessa käytettävien ympäristölle haitallisten aineiden käyttöä rajoitetaan.	”Vedenhankintaa varten tärkeillä pohjavesialueilla (I-luokka) ei käytetä lannoitteita. Lämpäiseviä maita ja muita vedenhankintaan soveltuvien pohjavesialueiden metsiä ei suositella lannoitettavaksi.” (luku 9.4)

n:o	Kriteeri	Selitys	Lainsäädäntö	Metsänhoitosuositukset
20	Kemiallisten torjunta-aineiden käyttöä vältetään metsien hoidossa	Lehtipuuvesakkoja ei käsitellä metsänuudistamisaloilla eikä taimikoissa kemiallisin lehvästörüiskutuksin lukuun ottamatta haavan vesakoiden levittämän sienitaudin poistamiseksi männyn taimikoista.	Torjunta-ainelain 5 §:n mukaan vesakontorjunta-aineiden levittämiseksi ilma-aluksesta tarvitaan lupa kunnalta. Vesakontorjunta-aineiden lehvästörüiskutuksessa noudatetaan MMM:n päätöstä 597/76 (levityssuunnitelma annettava viranomaisille, suojavyöhykkeet mm. asutuksen ja vesialueiden ympärillä, käsitellyt alueet merkittävä maastossa).	Ei suoraa suositusta. Luvussa 8, tuhojen välttäminen, mainitaan kuitenkin torjunta-aineina vain harmaaorvakka tai urealiuos.

Käytetyt lyhenteet:

KMR = Laki kestävän metsätalouden rahoituksesta
 LSL = Luonnonsuojelulaki
 ML = Metsälaki
 MS = Maa- ja metsätalousministeriön päätös metsälain soveltamisesta
 YSL = Ympäristönsuojelulaki

Lähteet:

FFCS 2005
 Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio 2006a
 Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio 2006b
 Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio 2006c
 Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio 2006d
 Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio 2006e
 Niskala 2003

Liite 3: Tarkasteltavien kriteerien valintaperusteita

Lähempään tarkasteluun otettavat kriteerien valitsemiseksi jokaisen ekologisen kriteerin kohdalla on pohdittu niiden mahdollisia vaikutuksia monimuotoisuuteen sekä kriteerin merkittävyyttä metsien monimuotoisuuden näkökulmasta.

Kriteeri 2: Alueen suurinta kestävä haku määrää ei ylitetä

- *Kriteerin mahdollinen vaikutus monimuotoisuuteen:* Kriteeri voisi rajoittaa hakuumääriä niin, että lajeille jäisi enemmän elintilaa.
- *Kriteerin merkittävyys metsien monimuotoisuuden näkökulmasta:* Koska kestävä haku määrät ovat suhteellisen suuria verrattuna nykyisiin hakuumääriin, kriteeri ei tuo juuri mitään uutta nykyisiin metsänhoidon menetelmiin.

Kestävä hakuumäärä vastaa Metsäntutkimuslaitoksen metsätalouden alueellista tavoiteohjelmaa varten laskemaa suuretta (FFCS 2005). Metsälaki (4 §) velvoittaa metsäkeskuksia laatimaan toiminta-alueilleen metsätalouden alueelliset tavoiteohjelmat. Alueellisella metsäohjelmalla ei kuitenkaan ole juridista sitovuutta, vaan sen sitovuus perustuu yhteisiin sopimuksiin (Maa- ja metsätalousministeriö 1997). Vuonna 1999 koottiin alueellisten tavoiteohjelmien pohjalta ensimmäinen kansallinen metsäohjelma, jonka tavoitteena oli nostaa ainespuun hakkuukertymä vuoteen 2010 mennessä 63–68 miljoonaan kuutiometriin vuodessa. Tämän jälkeen tavoiteohjelmat tarkistettiin valtakunnallisia puuntuotantotavoitteita vastaaviksi alueellisiksi metsäohjelmiksi vuonna 2000 (Nuutinen ym. 2005). Alkujaan kestävä haku määrän suurella on siis pyritty lisäämään hakuumääriä. Metsänhakuumäärät eivät ole vaihdelleet radikaalisti sitten lama-aikojen markkinoiden heilahtelujen ja vaikka hakuumäärät ovat jonkin verran nousseet vuosikymmenien kuluessa, on myös metsien tuottavuus kasvanut samana aikana. Vuotuinen hakuumäärä vuonna 2003 oli 55 milj. kuutiometriä (Metsätilastollinen vuosikirja 2004) eli reilusti alle ns. kestävä haku määrän. Hakuumäärää suurempi vaikutus monimuotoisuuden kannalta on kenties sillä, miten hakkuut suoritetaan ja minne jätetään puita, eli mitä alueita jätetään hakuiden ulkopuolelle.

Kriteeri 4: Metsänuudistamisessa käytetään Suomen luontaisia puulajeja

- *Kriteerin mahdollinen vaikutus monimuotoisuuteen:* Kriteerin avulla voitaisiin estää vierasperäisten lajien leviäminen Suomen metsiin. Jos vierasperäisiä lajeja leviää Suomen metsiin, ne vievät elintilaa Suomen luontaiselta lajistolta.
- *Kriteerin merkittävyys metsien monimuotoisuuden näkökulmasta:* Koska Suomessa ei aikaisemminkaan ole käytetty paljoa ulkomaisia lajeja metsänuudistamisessa, ja koska ulkomaiset lajit eivät edes usein sovellu Suomen olosuhteisiin, kriteerin merkitys ei ole ainakaan tällä hetkellä suuri.

Laki ei kiellä ulkomaisten lajien käyttöä metsänuudistamisessa, mutta mikäli niitä käytetään, tulee se ilmoittaa metsänkäyttöilmoituksessa ja selittää syy ulkomaisten lajien käyttöön (Niskala 2003). Käytännössä tällä kriteerillä ei vaikuttaisi olevan suurta merkitystä, sillä ulkomaisia lajeja ei juurikaan käytetä Suomessa metsänuudistamisessa. Metsänuudistamisessa suositellaan käytettäväksi kasvupaikalle parhaiten sopivaa puulajia ja ulkomaisten lajien soveltuvuus Suomen maaperän ja ilmaston olosuhteisiin on yleensä huono. Uudistamisessa käytettävän puulajin valintaan vaikuttaa myös tuotto-odotukset; uudistamisessa käytetään sitä lajiketta, josta odotetaan myöhemmin saatavan suurin tuotto. Tällä hetkellä Suomessa on puutetta kuusipuusta ja metsän uudistuksessa käytetään eniten kuusta. Kuusi on arvokkain kuitupuuna ja antaa parhaan kuutiotuotoksen viljavimmilla mailla (Harstela 2005).

Kriteeri 6: Metsäsuunnittelulla edistetään metsien kestävä hoitoa ja käyttöä

- *Kriteerin mahdollinen vaikutus monimuotoisuuteen:* Metsänhoitosuunnitelmien avulla voitaisiin varmistaa, että metsänomistaja on tietoinen metsässään elävistä uhanalaisista lajeista ja arvokkaista elinympäristöistä.
- *Kriteerin merkittävyys metsien monimuotoisuuden näkökulmasta:* Kriteeri yksinään ei tuo paljon lisää nykyisiin käytäntöihin, mutta se on erittäin tärkeä kriteerin 10 ja 11 toteutumisen kannalta.

Virallinen metsäsuunnittelu ei ole lakisäateistä, mutta sitä tuetaan rahallisesti. FFCS-kriteeristö edellyttää, että tilakohtaisten metsäsuunnitelmien kattavuus on vähintään 50 % 20 hehtaarin tilakoon ylittävien tilojen tai metsälöiden osalta. Metsäsuunnitelmien tulee huomioida luontokohteet (metsäluonnon arvokkaat elinympäristöt; uhanalaisten lajien tunnetut elinpaikat; valtioneuvoston vahvistamiin mutta toistaiseksi toteutumattomiin suojeluohjelmiin sisältyvät alueet).

Metsäsuunnittelu kriteeri linkittyy kriteeriin 10 (metsäluonnon arvokkaat elinympäristöt) ja 11 (uhanalaisten lajien tunnetut elinpaikat; valtion rahoittamat luonnonhoito- ja ympäristötukikohteet), koska näiden kriteerien mukaisia luontokohteita tulee suojelle FFCS:n mukaan vain siinä määrin, kuin kohteet ovat metsänomistajan tiedossa. Metsäsuunnitelman avulla voidaan siis varmistaa metsänomistajan tietoisuus velvollisuuksistaan. Metsäsuunnittelua tehdään yksityismetsissä noin miljoona hehtaaria vuodessa ja tilakohtaisia suunnitelmia laaditaan noin 12 000 metsänomistajalle. Voimassa olevia suunnitelmia on tällä hetkellä yksityismetsien pinta-alasta 60 prosenttia ja ne kattavat noin yhdeksän miljoonan hehtaarin metsäalan (Metsätalouden... 2005a). Kriteerin kattavuus vaatimus ei olekaan erityisen tärkeä. Sen sijaan uhanalaisten lajien tunnettujen elinpaikkojen määrittelyllä on merkitystä, sillä se ei automaattisesti sisälly metsäsuunnitelmaan; metsäsuunnitelmaan kirjataan automaattisesti vain tiedot metsälain arvokkaista elinympäristöistä (Metsätalouden... 2005b). Toisaalta niin kauan kuin kaikkien uhanalaisten eläinten elinpaikkoja ei aktiivisesti kartoiteta, ei niitä voida myöskään kirjata metsäsuunnitelmiin.

Kriteeri 9: Suojelualueiden ja vahvistettuihin suojeluohjelmiin kuuluvien kohteiden suojeluarvoa ei vaaranneta

- *Kriteerin mahdollinen vaikutus monimuotoisuuteen:* Kriteeri voisi varmistaa, että luonnonsuojelualueet ja suojeluohjelmiin kuuluvien kohteiden arvo säilyy.
- *Kriteerin merkittävyys metsien monimuotoisuuden näkökulmasta:* Koska kriteeri ei varsinaisesti ylitä lakitasoa, sen merkitys jää pieneksi.

Luonnonsuojelulaki rauhoittaa luonnonsuojelualueet; samoin toimenpidekieltoja voidaan määrätä tulevien kohteiden alueilla (Niskala 2003). Suojelukohteiden säilyttämistä säädellään siis jo lainsäädännön kautta kattavasti. Sanktiot luonnonsuojelualueiden rahoitussäädösten rikkomisesta tosin eivät ole korkeat, joten metsäsertifiointi voinee lisätä metsänomistajien huomiota luonnonsuojelualueisiin ja niiden arvon säilyttämiseen.

Kriteeri 10: Arvokkaiden elinympäristöjen ominaispiirteet säilytetään

- *Kriteerin mahdollinen vaikutus monimuotoisuuteen:* Kriteerin avulla voitaisiin suojella enemmän ja useammanlaisia monimuotoisuudelle tärkeitä elinympäristöjä.
- *Kriteerin merkittävyys metsien monimuotoisuuden näkökulmasta:* Kriteerillä voi olla merkitystä monimuotoisuuden näkökulmasta.

Lakisäateisten suojeltavien / suojattavien elinympäristöjen lisäksi metsäsertifiointissa huomioidaan:

1. Tulvametsät ja metsäluhdat (laissa vain luonnontilaiset hiekkarannat, merenrantaniityt ja rantaluhdat)
2. Rehevien korprien lisäksi muut luonnontilaiset, runsaasti lahonnutta ja kuollutta puustoa omaavat korvet

3. Letot Lapin läänissä (lain mukaan vain Lapin läänin eteläpuolella sijaitsevat letot)
4. Paisterinteet ja supat
5. Vanhat metsät

Nämä elinympäristöt ovat kriteeristön mukaan pinta-alaltaan enintään yhden hehtaarin suuruisia. Kriteerin merkitys monimuotoisuuden perusteella määräytyy sen mukaan, kuinka tärkeitä nämä ympäristöt ovat monimuotoisuudelle tällä hetkellä Suomessa (esim. kuinka paljon uhanalaista lajistoa asuu näissä elinympäristöissä) ja kuinka halukkaasti metsänomistajat toimittaisivat hakkuita näissä elinympäristöissä ilman kriteerin olemassaoloa. Mikäli kriteerin elinympäristöt joka tapauksessa yleensä jäisivät hakkuiden ulkopuolelle mm. vähätuottoisuuden tai hankalan sijainnin takia, kriteerillä tuskin on suurta merkitystä. Mikäli taas nämä ympäristöt usein tulivat hakatuiksi uudishakuissa ilman sertifiointin rajoitusta, on kriteerin merkitys suurempi.

Kriteeri 11: Uhanalaisten lajien tunnetut elinpaikat turvataan

- *Kriteerin mahdollinen vaikutus monimuotoisuuteen:* Erityisesti suojeltavien lajien lisäksi voitaisiin turvata muiden uhanalaisten lajien elinpaikat ja näin parantaa näiden lajien selviytymismahdollisuuksia.
- *Kriteerin merkittävyys metsien monimuotoisuuden näkökulmasta:* Koska kriteerin mittari ei ota huomioon muuta kuin jo lain nojalla suojellut erityisesti suojeltavien lajien elinpaikat, ei se tuo käytäntöihin mitään uutta ja näin ollen sen merkitys jää pieneksi.

Lain mukaan vain erityisesti suojeltavien lajien elinpaikat turvataan. Tämä kriteeri laajentaa lajimäärää 485:stä (erityisesti suojeltavat lajit) 1300:an (uhanalaiset lajit). Luonnonsuojelulain listaa ollaan tosin tarkistamassa ja uuden ehdotuksen mukaisesti suojeltavia lajeja tulisi olla 1410, joista erityisesti suojeltavia 608 (Ympäristöministeriö 2005). Kriteeri koskee nimenomaisesti uhanalaisten lajien *tunnettuja* elinpaikkoja, jotka alueellinen ympäristökeskus on ilmoittanut kohteen omistajille ja/tai haltijalle. Kriteerin toimivuus on siis riippuvainen paikallisten ympäristökeskusten aktiivisuudesta uhanalaisten lajien elinpaikkojen kartoittamisessa.

Käytännössä kriteeri ei kuitenkaan tuo mitään uutta lakiin verrattuna, sillä indikaattorina kriteerin täyttämistä käytetään vain alueellisen ympäristökeskuksen rajaamien ja luonnonsuojelulain 47 §:n mukaisesti kohteen maanomistajalle ja/tai haltijalle ilmoittamat, erityisesti suojeltavien lajien elinpaikat, joiden käsittelyohje tai -suositus on annettu kohteen omistajan ja/tai haltijan tietoon. Mittari siis keskittyy vain erityisesti suojeltavien lajien elinpaikkojen turvaamiseen, eikä täten tuo mitään lisää lakiin verrattuna.

Kriteeri 12: Säästöpuustoa jätetään uudistusaloille

- *Kriteerin mahdollinen vaikutus monimuotoisuuteen:* Lahopuut pitävät yllä monia lajeja ja useat lahopuiden lajit ovat Suomessa uhanalaisia. Mikäli säästöpuuta, eli tulevaa lahopuuta, jäisi uudistusaloille enemmän, voitaisiin parantaa lahopuilla elävien lajien selviytymismahdollisuuksia. Lisäksi elävät säästöpuut tuovat uuteen metsikköön vaihtelevaa ikärakennetta. Tämä voisi tehdä syntyvästä metsiköstä heterogeenisemmän ja näin ollen paremmin soveltuvan useammalle lajille.
- *Kriteerin merkittävyys metsien monimuotoisuuden näkökulmasta:* Kriteerillä voi olla merkitystä monimuotoisuuden näkökulmasta.

Lainsäädännössä ei ohjata jättämään säästöpuista, joten kriteeri tuo selvästi jotain uutta metsänhoitoon (Niskala 2003). FFCS-standardi määrää, että uudistusaloille tulee jättää hakkuhetkellä pystyssä olevia eläviä tai kuolleita puita 5-10 kpl/ha. Standardi myös ohjeistaa, millaisia näiden säästöpuiden tulisi olla: "keloja, pötkelöitä ja muuta lahopuuta, kolopuita, yksittäisiä tuulenskaatoja sekä aiemman puusukupolven järeitä puuyksilöitä, muodoltaan poikkeuksellisia puuyksilöitä, jaloja lehtipuita, petolintujen pesäpuita, järeitä katajia, kookkaita haapoja ja puumaisia raitoja sekä puita joissa on palokoro". Puiden rinnankorkeusmitan alarajaksi on määrätty 10 cm.

Kriteeri 13: Geenitekniikalla muunneltua metsänviljelyaineistoa ei käytetä

- *Kriteerin mahdollinen vaikutus monimuotoisuuteen:* Geenitekniikan käyttäminen voisi mahdollisesti edistää lajiston alkuperäisten geenien häviämistä ja täten vähentää monimuotoisuutta.
- *Kriteerin merkittävyys metsien monimuotoisuuden näkökulmasta:* Geenitekniikkaa ei tällä hetkellä muutenkaan ole suunniteltu käytettävän metsänviljelyaineistossa, joten kriteerin merkitys jää vähäiseksi. Lisäksi geenitekniikan vaikutuksesta metsänviljelyaineiston geenistöön ei ole varmaa tietoa.

Geenitekniikan käyttöä metsänviljelyaineistoon on tutkittu Suomessa jonkin verran. Tutkimuksen kohteena ovat olleet mm. mahdollisuus parempaan immunitettiin tauteja vastaan (Turunen 2005). Käytännössä geenitekniikkaa ei kuitenkaan ole käytetty metsänviljelyaineistossa, eikä sen mahdollisista vaikutuksista metsänviljelyaineistoon ole varmaa tietoa (Mikola 2002). Yleisen mielipiteen ollessa geenitekniikan käyttöä vastaan, geenitekniikkaa ei todennäköisesti tulla käyttämään metsänviljelyaineistossa lähitulevaisuudessa.

Kriteeri 14: Metsätiesuunnitelmiin sisältyy ympäristöselvitys

- *Kriteerin mahdollinen vaikutus monimuotoisuuteen:* Elinympäristöjen fragmentoituminen on ongelma monelle lajille, joka tarvitsisi laajoja yhtenäisiä elinalueita. Metsätiet voivat estää joidenkin lajien levittäytymisen, ne aiheuttavat reunaefektiä ja tekevät metsämaisemasta laikukkaan. Kriteerin avulla voitaisiin näitä haittatekijöitä pienentää.
- *Kriteerin merkittävyys metsien monimuotoisuuden näkökulmasta:* Tarkempi metsäteiden rakentamisen tarkastelu on merkittävä asia, mutta tarkastelun vaikutuksia luontoon ei kuitenkaan varmenneta. Kriteerillä ei todennäköisesti ole suurta suoraa merkitystä luonnon monimuotoisuuteen ja sen lisäämiseen.

Kriteeri koskee metsäorganisaatioiden¹⁸ laatimia, uusia, pysyviä metsäteitä. Ympäristöselvityksessä otetaan huomioon vaikutukset suojelualueisiin, arvokkaisiin elinympäristöihin, erityisesti suojeltavien lajien elinpaikkoihin sekä rajattuihin riistanhoito-, virkistys- ym. kohteisiin. Kriteeri on sinänsä merkityksellinen, että Metsäkeskus suunnittelee ja toteuttaa suurimman osan yksityismaiden metsäteistä (Metsäkeskus 2005). Kriteeri ei kuitenkaan nimenomaisesti huomioi elinympäristöjen fragmentoitumista ja sen vaikutuksia.

Kriteeri 15: Paloalueiden lajistoa ja metsien terveyttä edistetään kulotuksella

- *Kriteerin mahdollinen vaikutus monimuotoisuuteen:* Kulotus on Suomessa vähentynyt huomattavasti sitten kaskitalouden aikojen. Metsäpaloalueilla on oma lajistonsa, joka tarvitsee elinympäristökseen nimenomaan metsäpaloalueen. Kriteerin avulla voitaisiin näiden lajien elinoloja parantaa.
- *Kriteerin merkittävyys metsien monimuotoisuuden näkökulmasta:* Kriteerillä voi olla merkitystä monimuotoisuuden näkökulmasta.

Kulotettavan alueen pinta-ala sertifiointijakson aikana on vähintään vuosina 1998–2002 kulotetun pinta-alan suuruinen. Vuonna 2003 kulotettu pinta-ala oli n. 1000ha. Vuosien 1998–2002 keskiarvo puolestaan on 1180 hehtaaria. Yksityisillä mailla tehtyjen kulotusten määrä vaihteli tuona aikana 200–800 hehtaarin välillä. Kuitenkin esim. 20 vuoden kulotuksen keskiarvo on jo 2155 hehtaaria (Metsätalastollinen vuosikirja 2003).

Kriteeri 16: Vesistöjen ja pienvesien varteen jätetään kiintoaine- ja ravinnekuormitusta sitova suojakaista

- *Kriteerin mahdollinen vaikutus monimuotoisuuteen:* Suojakaistan avulla voidaan vähentää vesistöihin laskeutuvaa ravinnekuormitusta. Lisäksi useat arvokkaat elinympäristöt liittyvät vesistöihin ja suojakaista myös suojaa niitä.
- *Kriteerin merkittävyys metsien monimuotoisuuden näkökulmasta:* Kriteerillä voi olla merkitystä monimuotoisuuden näkökulmasta.

¹⁸ Metsäorganisaatioilla tarkoitetaan metsäkeskuksia, metsänhoitoyhdistyksiä, metsäteollisuusyrityksiä, Metsähallitusta sekä muita metsäsertifiointiin sitoutuneita organisaatioita.

Kriteerin mukaan suojakaistalla maanpintaa ei rikota puunkorjuussa, eikä sitä muokata, lannoiteta tai käsitellä kemiallisilla torjunta-aineilla. Suojakaistalla voidaan kuitenkin tehdä hakkuita ja metsänhoitotöitä. Suojakaistan leveys on vähintään 3–5 metriä ja sen maanpinta tulee säilyä 90 %:sti rikkoutumattomana. Arvokkaat elinympäristöt liittyvät usein vesistöihin. Tyypillisiä ovat pienvedet välittömene lähiympäristöineen, kosteat lehtolaikut, rehevät korvet ja tervaleppäluhdut, vähäpuustoiset suot ja kalliot, hiekkarannat ja perinneympäristöt (Metsätalouden... 2001). Useimmat näistä elinympäristöistä ovat kuitenkin jo lainsäädännönkin nojalla suojattuja.

Kriteeri 17: Suoluontoa säilytetään

- *Kriteerin mahdollinen vaikutus monimuotoisuuteen:* Suoluontoa säilyy enemmän.
- *Kriteerin merkittävyys metsien monimuotoisuuden näkökulmasta:* Ei suurta merkitystä.

Luonnontilaisia soita ei kriteerin mukaan tule uudisojittaa ja kunnostusojituksia tehdään vain sellaisilla alueilla, joilla ojitus on lisännyt selvästi kasvua. Uusiojituksille ei ole myönnetty rahallista tukea vuonna 1997 jälkeen muuta kuin erityistapauksissa (mikäli ojitustekniset syyt välttämättä vaativat uudisojituksen sisällyttämisen kunnostusojitukseen, voidaan sitäkin välillisesti tukea) (Niskala 2003). Uudisojitusten määrä onkin sitemmin selkeästi laskenut ja nykyisin uudisojituksia ei käytännössä tehdä enää lainkaan. Vuonna 2003 vanhoja ojituksia kunnostettiin 67 000 hehtaaria mikä oli selvästi vähemmän kuin Kansallisen metsäohjelma 2010:n tavoite 110 000 hehtaaria (Metsätalostollinen vuosikirja 2004). Tuottamattomien soiden uudisojittaminen ei ole omistajilleen edes taloudellisesti järkevää, joten niitä ei enää usein ojiteta. Ojitukset ovat kohdistuneet eri teholla erityyppisten soiden lajeihin, sillä etupäässä on ojitettu reheviä, puustoisia soita (Aapala & Lappalainen 1999). Ravinteisimpien suotyyppien, avolettujen, lettorämeiden ja -korprien ja lehtokorprien määrä on vähentynyt voimakkaasti viimeisten 50 vuoden aikana, ojittamattomia lettoja ja lehtokorpia oli jäljellä vain 11 % 1950-luvun alun määrästä (Virkkala ym. 2000). Tällä hetkellä Suomessa harvinaisimpia suotyyppisiä ovatkin ravinteiset, hyvin puuta tuottavat suot. Näiden soiden uudisojitukset ovat toki tuottavia ja siten kriteeri ei olennaisesti vaikuta suoluonnon monimuotoisuuteen sitä lisäävästi.

Kriteeri 18: Vesiensuojelusta huolehditaan ojituskohteilla

- *Kriteerin mahdollinen vaikutus monimuotoisuuteen:* Elinympäristö ojituksen lähistöllä voi parantua.
- *Kriteerin merkittävyys metsien monimuotoisuuden näkökulmasta:* Ei suurta merkitystä.

Kriteerin mukaan tulee metsäorganisaatioiden laatimiin kunnostusojitussuunnitelmiin sisältyä vesiensuojelusuunnitelma, johon sisältyvät vesiensuojelutoimenpiteet on toteutettu tarkoituksenmukaisella tavalla ottaen huomioon toteutusajankohdan suositukset. Mittarina toimii nimenomaisesti kyseinen vesiensuojelusuunnitelma ja sen sisältö. Haettaessa valtiolta tukea kunnostusojitukseen tulee ns. kunnostusojitussuunnitelmaan liittää myös vesiensuojelusuunnitelma (Metsäkeskus Pohjois-Savon...2002). Suurin osa kunnostusojituksista tehdään valtion tukemana, joten tämä asiakirja on usein olemassa valmiina kunnostusojituskohteille. Metsäorganisaatioiden laatimiin kunnostusojituksiin vesiensuojelusuunnitelma kuuluu aina (Metsätalouden... 2006d). Näin ollen kriteeri ei tue kovin paljoa uutta nykyisiin metsänhoidon käytäntöihin.

Kriteeri 19: Pohjavesialueiden laatua ei heikennetä kemiallisilla torjunta-aineilla eikä lannoitteilla.

- *Kriteerin mahdollinen vaikutus monimuotoisuuteen:* Lannoitteet ja torjunta-aineet voivat vaikuttaa metsäluontoon, muun muassa suosia joitain eliöitä toisten kustannuksella. Tämä voi vähentää metsäluonnon monimuotoisuutta.
- *Kriteerin merkittävyys metsien monimuotoisuuden näkökulmasta:* Ei suurta merkitystä.

Vedenhankintaa varten tärkeillä¹⁹ ja soveltuvilla pohjavesialueille ei saa kriteerin mukaan käyttää kemiallisia torjunta-aineita ja vedenhankintaa varten tärkeillä pohjavesialueilla ei käytetä lannoitteita ollenkaan. Pohjavesien laadun heikentämisen estää jo lainsäädäntö, joten siihen verrattuna kriteeri ei tuo paljoo uutta. Lisäksi lannoitteiden käyttö on Suomessa vähentynyt huomattavasti viime vuosikymmeninä. Vielä vuonna 1975 lannoitettiin 250 000 hehtaaria metsämaata, vuonna 2003 vastaava luku oli n. 23 000 hehtaaria (Metsätilastollinen vuosikirja 2004).

Kriteeri 20: Kemiallisten torjunta-aineiden käyttöä vältetään metsien hoidossa

- *Kriteerin mahdollinen vaikutus monimuotoisuuteen:* Kemialliset torjunta-aineet vahingoittavat paitsi kohteena olevia epätoivottuja kasveja, myös monia muita eliöitä. Torjunta-aineiden käyttöä vähentämällä voitaisiin vähentää kemiallisten torjunta-aineiden vaikutusta luonnossa.
- *Kriteerin merkittävyys metsien monimuotoisuuden näkökulmasta:* Ei suurta merkitystä.

Lehtipuuvesakkoja ei tule käsitellä metsänuudistamisaloilla eikä taimikoissa kemiallisin lehvästöruihkutuksin, lukuun ottamatta haavan vesakoiden levittämän sienitaudin poistamiseksi männyn taimikoissa. Kriteerissä 10. tarkoitetuissa arvokkaissa elinympäristöissä ei käytetä kemiallisia torjunta-aineita. Kemiallisia torjunta-aineita käytetään vain välttämättömissä tapauksissa, kuten esimerkiksi metsänuudistamisaloilla pintakasvillisuuden torjuntaan, lehtipuiden kantojen käsittelyyn, tukkimiehentäin torjuntaan sekä metsissä tai niiden välittömässä läheisyydessä sijaitsevien havupuutavaravarastojen käsittelyyn hyönteistuhojen leviämisen estämiseksi. Indikaattorina kriteerille toimii kemiallisen torjunta-aineiden välttämisen huomioiminen metsäorganisaatioiden työohjeissa ja suosituksissa.

Käytännössä kemiallisia torjunta aineita ei nykyisin käytetä metsissä ylen määrin ja kriteerissä mainitut välttämättömät tapaukset ovat kemiallisten torjunta-aineiden käytön pääasiallisia kohteita. Koska käyttöä ei myöskään voida kunnolla valvoa, ei kriteerillä ole suurta vaikutusta monimuotoisuudelle.

Yhteenveto

Ekologisista kriteereistä tärkeimpiä ovat siis tämän arvion perusteella:

- Kriteeri 10: Arvokkaiden elinympäristöjen ominaispiirteet säilytetään
- Kriteeri 12: Säästöpuuta jätetään uudistusaloille
- Kriteeri 15: Paloalueiden lajistoa ja metsän terveyttä edistetään kulotuksella
- Kriteeri 16: Vesistöjen ja pienvesien varten jätetään kiintoaine- ja ravinnekuormitusta sitova suojakaista.

¹⁹ Suomen pohjavedet on luokiteltu käyttökelpoisuutensa ja suojelutarpeensa perusteella vedenhankintaa varten tärkeisiin, vedenhankintaan soveltuviin ja muihin pohjavesialueisiin (FFCS 2005).

Liitteiden lähteet

- Aapala K. & Lappalainen I. 1999. Suotyypin mosaiikki. Teoksessa: Lappalainen I. (toim.) *Suomen luonnon monimuotoisuus*. Oy Edita Ab, Helsinki.
- FFCS 2005. *Finnish Forest Certification System*. <http://www.pefc.fi/suo/index.htm> (18.10.2005)
- Harstela P. 2005. *Mitä puuta kasvamaan? Nykytrendit ja tulevaisuuden näkymät*. Esitelmä Metsätieteenpäivillä 18.10.2005.
- Maa- ja metsätalousministeriö 1997. *Metsätalouden alueelliset tavoiteohjelmat valmisteilla*. Tiedote 15.9.2005. <http://www.mmm.fi/tiedotteet/vanhat/metsa/1509suun.htm> (27.10.2005)
- Metsäkeskus 2005. *Tiepalvelut – tiet kuntoon metsäkeskuksen avulla*. http://www.metsakeskus.fi/web/fin/palvelut/metsatiet/tiet_kuntoon/etusivu.htm (27.10.2005)
- Metsäkeskus Pohjois-Savo 2002. KAMERA työlajeittain kootut ohjeet, mitä valtio tukee metsissä ja millä ehdoin. *Metsäkeskus Pohjois-Savon julkaisuja* 1/2001.
- Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio 2006a. *Ainespuun hakkuukertymät*. <http://www.metsavastaa.net/index.cfm?docID=4988> (1.3.2006)
- Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio 2006b. *Metsäsuunnitelma on metsänhoidon työsuunnitelma*. <http://www.metsavastaa.net/index.cfm?docID=5918> (1.3.2006)
- Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio 2006c. *Metsäsuunnittelu uudistuu aiempaa joustavammaksi*. <http://www.metsavastaa.net/index.cfm?docID=9464> (1.3.2006)
- Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio 2006d. *Kunnostusojitus*. <http://www.metsavastaa.net/index.cfm?docID=4764> (1.4.2006)
- Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio 2006e. *Hyvän metsänhoidon suositukset*. Metsäkustannus Oy, Helsinki.
- Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio 2005a. *Metsäsuunnittelu uudistuu aiempaa joustavammaksi*. <http://www.metsavastaa.net/index.cfm?docID=9462> (28.10.2005)
- Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio 2005b. *Metsäsuunnitelma on metsänhoidon työsuunnitelma*. <http://www.metsavastaa.net/index.cfm?docID=5918> (28.10.2005)
- Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio 2001. *Hyvän metsänhoidon suositukset*. Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio, Helsinki.
- Metsätalostollinen vuosikirja 2004. Vammalan kirjapaino Oy, Vammala.
- Metsätalostollinen vuosikirja 2003. Vammalan kirjapaino Oy, Vammala.
- Mikola 2002. Bio- ja geenitekniikan mahdollisuuksista metsäpuiden jalostuksessa. *Metsätieteen aikakauskirja* 2002: 154–161.
- Niskala M.L. (toim.) 2003. *Metsätalouden säädökset 2003*. Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio, Helsinki.
- Nuutinen T., Hirvelä H. & Salminen O. 2005. Etelä-Suomen metsien kehitys – vuosille 2001–2005 tehtyjen alueellisten metsäohjelmien vaikutusanalyysi. *Metsäntutkimuslaitoksen työraportteja* 12.
- Turunen A. 2005). Geenitutkimus paljastaa puun salaisuuksia. *Metsäntutkimus, Metsäntutkimuslaitoksen asiakaslehti* 2005: 10–12.
- Virkkala R, Korhonen K.T., Haapanen R. & Aapala K. 2000. *Metsien ja soiden suojelutilanne metsä- ja suokasvillisuusvyöhykkeittäin valtakunnan metsien 8. inventoinnin perusteella*. Suomen ympäristökeskus & Metsäntutkimuslaitos. Oy Edita Ab, Helsinki.
- Ympäristöministeriö, muistio 5.4.2005: *Valtioneuvoston asetus luonnonsuojeluasetuksen (160/1997) muuttamisesta*. <http://www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=33921&lan=fi> (14.10.2005)