

Luontotyyppisuojelun nykytilanne ja kehittämistarpeet

Lakisääteiset turvaamiskeinot

Anne Raunio, Susanna Anttila,
Aira Kokko ja Katariina Mäkelä

LUONTO

Luontotyyppisuojelelun nykytilanne ja kehittämistarpeet

Lakisääteiset turvaamiskeinot

**Anne Raunio, Susanna Anttila,
Aira Kokko ja Katariina Mäkelä**

SUOMEN YMPÄRISTÖ 5 | 2013
Suomen ympäristökeskus (SYKE)
Luontoympäristökeskus

Taitto: Ritva Koskinen ja Pirjo Lehtovaara
Kansikuva: Antti Saraja
Sisäkansien kuvat: Hannu Nousiainen

Julkaisu on saatavana myös internetistä:
www.syke.fi/julkaisut | helda.helsinki.fi/syke

Edita Prima Oy, Helsinki 2013

ISBN 978-952-11-4157-7 (nid.)
ISBN 978-952-11-4158-4 (PDF)
ISSN 1238-7312 (pain.)
ISSN 1796-1637 (verkkoj.)

ESIPUHE

Tämän selvityksen tavoitteena on tuottaa päätöksenteon pohjaksi tietoa uhanalaisten luontotyyppien suojelusta lainsäädännön keinoin. Tarve luontotyyppien säilyttämiseen ja tilan parantamiseen on noussut korostuneesti esiin viime vuosina, kun tietopohja luontotyypeistä ja niiden tilan kehityksestä on parantunut. Luontotyyppien turvaamisen tehostaminen on avainasemassa vastattaessa kansallisiin, EU-tason ja globaaleihin tavoitteisiin luonnon monimuotoisuuden köyhtymisen pysäyttämiseksi ja ekosysteemipalveluiden turvaamiseksi vuoteen 2020 mennessä.

Selvitys keskittyy nykyiseen luonnonsuojelu-, metsä- ja vesilakiin, joiden nojalla on säilytettävä tietyt erikseen lueteltuja luontotyyppisiä. Nämä säädökset ovat olleet voimassa 1990-luvun loppupuolelta lähtien noin 15 vuoden ajan. Lakeihin perustuvan luontotyyppisuojelelun vaikutusten lisäksi tarkastellaan valtioneuvoston periaatepäätökseen perustuvaa Etelä-Suomen metsien monimuotoisuuden toimintaohjelmaa 2008–2016 (METSO), joka myös ohjaa luontotyyppien suojelua.

Raportissa tarkastellaan lakisääteisen luontotyyppisuojelelun nykytilannetta ja kehittämistarpeita lähinnä ekologisen kestävyuden näkökulmasta. Lähestymistapa on luonnontieteellinen ja hallinnollinen. Tehtyjen selvitysten perusteella esitetään kehittämisehdotuksia nykyisten luontotyyppisuojelelun säädösten vaikuttavuuden parantamiseksi, ehdotuksia uusista säädöksistä lisättävistä luontotyypeistä sekä ehdotuksia luontotyyppien turvaamisesta myös muilla keinoin kuin nykyisen kaltaisilla luontotyyppisuojelelun säädöksillä.

Nyt toteutetun selvityksen laatimista ehdotettiin vuonna 2011 julkaistussa toimintasuunnitelmassa luontotyyppien tilan parantamiseksi sekä Suomen ympäristökeskuksen vuonna 2010 laatimassa luonnonsuojelulainsäädännön toimivuuden arvioinnissa. Selvitys on tuotettu taustamateriaaliksi luonnonsuojelulainsäädännön kehittämishankkeeseen, jota ympäristöministeriö on käynnistämässä, ja jossa tarkastellaan tässä käsitellyn ekologisen kestävyuden lisäksi myös taloudellisia ja sosiaalisia näkökohtia. Selvityksen laatimisen aikana metsälain uudistusta on valmisteltu maa- ja metsätalousministeriön johdolla, ja selvityksen tietoja on ennen niiden julkaisemista luovutettu käytettäväksi metsälain uudistuksen valmisteluun sekä vaikutusten arviointiin.

Nykyisen kaltaisen lakisääteisen luontotyyppisuojelelun vaikuttavuuden parantaminen on tärkeä keino luontotyyppien turvaamisessa, mutta sen ohella tarvitaan myös muita keinoja. Keskeistä on uhanalaisten luontotyyppien painoarvon lisääminen maankäytön suunnittelussa ja hankkeiden vaikutusarvioinnissa sekä lupamenettelyissä. Myös vapaaehtoisen suojelun muotoja voidaan vielä kehittää. Kasvavaa tarvetta on laaja-alaisen luontotyyppien ja niiden muodostamien toiminnallisten kokonaisuuksien säilyttämiselle ja palauttamiselle sekä niitä tukevien maisematason suunnittelujärjestelmien kehittämiseksi.

Selvitys tarjoaa luontotyyppisuojelelun tarkastelun lisäksi tietoa useiden uhanalaisten luontotyyppien esiintymisestä maassamme sekä näiden luontotyyppien tärkeistä ominaispiirteistä. Näitä tietoja voidaan hyödyntää luontotyyppisiä koskevien hankkeiden ja selvitysten suunnittelussa. Tekijät kiittävät niitä lukuisia henkilöitä, jotka luovuttivat tietoja ja valokuvia ja muutoin avustivat selvityksen laadinnassa.



SISÄLLYS

Esipuhe	3
I Johdanto	9
1.1 Tausta	9
1.2 Selvityksen tavoitteet	11
1.3 Raportin sisältö ja rakenne	12
1.4 Lähestymistapa ja tietolähteet	13
2 Luontotyyppien turvaaminen nykyisessä luonnonsuojelu-, metsä- ja vesilaissa, METSO-ohjelmassa sekä metsänhoidon suosituksissa	15
2.1 Luonnonsuojelulain suojellut luontotyypit (LSL 29 §)	15
2.1.1 Luontotyyppien määritelmät	15
2.1.2 Luontotyyppien inventointi	17
2.1.3 Luontotyyppien rajauspäätökset	20
2.1.4 Poikkeusluvut ja korvaukset	23
2.1.5 Valitukset rajauspäätöksistä	24
2.2 Metsälain erityisen tärkeät elinympäristöt (Metsäl 10 §)	28
2.2.1 Elinympäristöjen määritelmät	28
2.2.2 Elinympäristöjen kartoitus	29
2.2.2.1 METE-kartoitus	29
2.2.2.2 VMI:n avainbiotoopit	31
2.2.3 Elinympäristöjen turvaamisen toimeenpano	36
2.3 METSO-ohjelman arvokkaat elinympäristöt	38
2.3.1 METSO-kohteiden luonnontieteelliset valintaperusteet	38
2.3.2 METSO-ohjelman toteutus elinympäristöittäin ELY-keskuksissa ja Suomen metsäkeskuksessa	39
2.4 Metsäsertifiointi ja metsänhoitosuosituksiset	45
2.4.1 Metsäsertifiointi	45
2.4.2 Yksityismaiden metsänhoitosuosituksiset	49
2.4.3 Valtionmaiden metsänhoitosuosituksiset	50
2.5 Vesilain luontotyypit (VesiL 2 luvun 11 §)	51
2.5.1 Luontotyyppien määritelmät	51
2.5.2 Toteutus ja valvonta	52
3 Luontotyyppien määritelmien ja rajausten tarkistamistarpeet luonnonsuojelu-, metsä- ja vesilaissa	53
3.1 Perusteet luontotyyppien suojelun tehostamiselle	53
3.2 Luonnonsuojelulain luontotyypit	57
3.2.1 Luontotyyppikohtaiset tarkistamistarpeet	58
3.2.1.1 Jalopuumetsiköt	58
3.2.1.2 Pähkinäpensaslehdot	60
3.2.1.3 Tervaleppäkorvet	61
3.2.1.4 Hiekkarannat	63
3.2.1.5 Merenrantaniityt	66
3.2.1.6 Hiekkadyynit	67
3.2.1.7 Katajakedot	68
3.2.2 Luonnontilaisuuden määrittely	69
3.2.3 Rantaluontotyyppien rajaaminen maankohoamisrannikolla	70
3.2.4 Luontotyyppien hoidon järjestäminen	72

3.2.5 Luontotyyppirajausten ulkopuolella tehtävien toimien vaikutukset	74
3.2.6 Luontotyyppisuojelun kustannustehokkuus.....	75
3.3 Metsälain erityisen tärkeät elinympäristöt	76
3.3.1 Elinympäristökohtaiset tarkistamistarpeet.....	77
3.3.1.1 Rehevät korvet	77
3.3.1.2 Letot	81
3.3.1.3 Rehevät lehtolaikut	84
3.3.1.4 Jyrkänteet alusmetsineen	89
3.3.1.5 Vähäpuustoiset suot	93
3.3.2 Yleistä metsälain 10 §:n soveltamisesta	94
3.4 Pienvesien turvaaminen eri lakien nojalla	98
3.4.1 Purot, norot, lammet ja lähteet	98
3.4.1.1 Vesilaki pienvesien turvaajana.....	100
3.4.1.2 Metsälain pienvesisäätely ja metsälain ja vesilain suhde ..	102
3.4.2 Fladat ja kluuvit.....	104
4 Luontotyyppiluetteloiden täydennystarpeet luonnonsuojelu-, metsä- ja vesilaissa	108
4.1 Tarkasteluun valitut luontotyypit	108
4.2 Suot	110
4.2.1 Aitokorvet.....	110
4.2.2 Nevakorvet.....	111
4.3 Metsät	113
4.3.1 Harjumetsien valorinteet	113
4.3.2 Dyynimetsät	115
4.3.3 Ultraemäksisen maapohjan metsät	116
4.3.4 Tulvametsät	118
4.4 Kalliot.....	120
4.4.1 Kalkkikalliot	120
4.4.2 Serpentiinikalliot	123
4.5 Tunturit	125
4.5.1 Boreaaliset tunturikankaat.....	125
4.5.2 Tunturien rehevät lehdot ja niityt.....	127
4.5.3 Lapinvuokkokankaat.....	128
4.6 Vedenalaiset meriluontotyypit	130
4.6.1 Meriajokasniityt.....	131
4.6.2 Näkinpartaisniityt	134
4.6.3 Vedenalaiset harjut	136
4.7 Uusien luontotyyppien lainsäädännöllisen turvaamisen vaikutuksista	138
5 Luontotyyppien säilyttäminen muiden lainsäädännön keinojen avulla.....	139
5.1 Uusien keinojen tarve	139
5.2 Esimerkkejä uusista keinoista tarvitsevista luontotyypeistä.....	140
5.2.1 Eteläiset aapasuot.....	140
5.2.2 Maankohoamisrannikon suot.....	146
5.2.3 Karukkokankaat	149
5.2.4 Karuimmat tunturikoivikot	154

5.3 Uhanalaisten luontotyyppien kirjaaminen luonnonsuojelu- asetukseen	159
5.3.1 Vertailukohtana luonnonsuojeluasetuksen uhanalaiset lajit	159
5.3.2 Uhanalaisten luontotyyppien luettelon laadinta luonnon- suojeluasetusta varten.....	159
6 Luontotyyppien suojelusta Ruotsissa	161
6.1 Yleinen biotooppisuojaus	162
6.2 Biotooppisuojaus metsämaalla ja metsien avainbiotoopit	162
6.3 Biotooppisuojaus metsämaan ulkopuolella	164
7 Yhteenveto	165
7.1 Luontotyyppien suojelun nykytilanne.....	165
7.2 Luontotyyppisäädösten tarkistamistarpeet luonnonsuojelu-, metsä- ja vesilaissa.....	166
7.3 Luontotyyppiluetteloiden täydennystarpeet luonnonsuojelu-, metsä- ja vesilaissa.....	168
7.4 Luontotyyppien säilyttäminen muiden lainsäädännön keinojen avulla	170
Kirjallisuus.....	172
LIITTEET	181
LIITE 1. Luonnonsuojelulain 29 § luontotyyppien lukumäärät ja pinta-alat.....	181
LIITE 2. Tietolomakkeet	183
LIITE 2/1 Aitokorvet	184
LIITE 2/2 Nevakorvet.....	190
LIITE 2/3 Harjumetsien valorinteet.....	196
LIITE 2/4 Dyynimetsät	206
LIITE 2/5 Ultraemäksisen maapohjan metsät.....	213
LIITE 2/6 Tulvametsät (Etelä-Suomi).....	219
LIITE 2/7 Kalkkikalliot.....	225
LIITE 2/8 Serpentiinikalliot.....	234
LIITE 2/9 Borealiset tunturikankaat	240
LIITE 2/10 Tunturien rehevät lehdot ja niityt.....	244
LIITE 2/11 Lapinvuokkokankaat.....	248
LIITE 2/12 Meriajokasniityt	252
LIITE 2/13 Näkinpartaisniityt	256
LIITE 2/14 Itämeren vedenalaiset harjut	260

LIITE 3. Arvioita lakisääteisesti suojeltaviksi ehdotettavien uusien luontotyyppien pinta-aloista ja maankäytöstä.....	264
LIITE 4. Kooste kehittämissuunnitelmista	266
Kuvailulehdet.....	274



Kuva: Anne Raunio

1 Johdanto

1.1

Tausta

Tarve luontotyyppien säilyttämiseen ja tilan parantamiseen on noussut korostuneesti esiin viime vuosina. Tietopohja luontotyypeistä ja niiden tilan kehityksestä on parantunut merkittävästi mm. Suomen luontotyyppien uhanalaisuuden arvioinnin (Raunio ym. 2008) ja luontodirektiivin luontotyyppien (Neuvoston direktiivi 92/43/ETY, liite I) suojelutason EU-raportoinnin (Ympäristöhallinto 2009) ansiosta. Nämä laajojen asiantuntijaryhmien laatimat raportit osoittavat, että luontotyyppien tila on merkittävästi heikentynyt: tällä hetkellä

noin puolet maamme luontotyypeistä arvioidaan uhanalaisiksi ja yli 80 % luontodirektiivin luontotyypeistä suojelutasoltaan epäsuotuisiksi Suomen boreaalisella alueella. Myös useiden eliölajien uhanalaisuuden pääasiallisena syynä on niiden elinympäristöjen taantuminen (Rassi ym. 2010).

Edellä mainittujen selvitysten pohjalta on ryhdytty suunnittelemaan, miten luontotyyppien tilaa voitaisiin parantaa. Ympäristöministeriön toimeksiannosta on työryhmätyönä laadittu **Toimintasuunnitelma uhanalaisten luontotyyppien**

tilan parantamiseksi (Ympäristöministeriö 2011). Siinä ehdotetaan useita erilaisia toimenpiteitä lainsäädännön ja hallinnon kehittämiseen, luonnonsuojelualueverkoston ja suojelualueiden hoidon kehittämiseen, alueiden käytön suunnitteluun, talouskäytössä olevien alueiden käyttöön ja hoitoon, tietoaineistojen ja tietojärjestelmien parantamiseen sekä viestintään ja koulutukseen. Luontotyyppien suojelua koskevan lainsäädännön tarkistaminen nähdään toimintasuunnitelmassa yhtenä tärkeänä keinona parantaa luontotyyppiesiintymien säilymistä. Toimintasuunnitelmassa on tähän liittyviä toimenpide-ehdotuksia:

1. Arvioidaan luonnonsuojelulain 29 § luontotyyppien säädöspohjaisen määrittelyn ja rajauksen perusteet ja ohjeistus sekä esitetään mahdolliset tarkistustarpeet luonnontieteellisesti perusteltujen rajausten aikaan saamiseksi. (YM, SYKE, ELYt, 2012–14)
2. Selvitetään, mitkä uhanalaiset luontotyypit nykyisten lisäksi soveltuisivat suojeltaviksi luonnonsuojelulain nojalla ja tarkistetaan lainsäädäntöä tarvittaessa. (YM, SYKE, MMM, TEM, MH, ELYt, 2011–14)
3. Metsälainsäädännön tarkistamisen yhteydessä tarkastellaan mahdollisuuksia monipuolistaa lakiin sisältyvien erityisen tärkeiden elinympäristöjen valikoimaa. Lain tulkinnaa tulee myös yhtenäistää luontotyyppien tunnistamisen, ominaispiirteiden huomioon ottamisen ja rajaamisen osalta. (MMM, YM, Tapio, MH, Metla, metsäkeskukset, MTK, metsänhoitoyhdistykset, 2011–15)

Vastaavanlaisia kehittämissuunnitelmia on esitetty myös **luonnonsuojelulainsäädännön arvioinnissa** (Similä ym. 2010), jonka Suomen ympäristökeskus laati ympäristöministeriön toimeksiannosta. Luonnonsuojelulainsäädännön arvioinnin johtopäätökset korostavat lainsäädännön vaikuttavuuden parantamista, ja luontotyyppien suojelun tehostamista pidetään tässä tärkeänä osa-alueena. Luonnonsuojelulainsäädännön arvioinnissa ehdotetaan luontotyyppien suojelutilanteen parantamiseksi:

- LSL 29 §:n suojeltujen luontotyyppien määritelmää ja rajausperusteita tulee tarkistaa kertyneen kokemuksen pohjalta ja valmistella tarvittaessa lain ja/tai asetuksen tarkistuksia ekologisesti perusteltujen rajausten aikaan saamiseksi.
- Luontotyyppisuojelelun kustannustehokkuutta voidaan mahdollisesti parantaa tarkistamalla 29 §:n suojeltavien luontotyyppien määrittelyä. Tällöin tulisi paitsi etsiä mahdollisimman

selvärajaisia määritelmiä, myös tarkastella sitä, voidaanko rajauksiin tehdä laajennuksia siten, että niihin saadaan mukaan toiminnallisia ekologisia kokonaisuuksia, jolloin kohteiden säilyminen pitkällä aikavälillä paranee ja päätösten vaikuttavuus luonnon monimuotoisuuden kannalta kasvaa.

- Olisi selvitettävä, mitkä uhanalaiset luontotyypit nykyisten lisäksi soveltuvat suojeltaviksi luonnonsuojelulain nojalla ja mitkä muiden lakien nojalla. On myös kehitettävä keinoja tarvittaessa hoitaa suojeltuja luontotyyppikohteita luontoarvojen säilyttämiseksi, esimerkiksi laajentamalla METSO-tyyppistä rahoitusinstrumenttia.
- Luontotyyppien säilyttäminen ja niiden tilan parantaminen edellyttävät huomattavasti laajemman keinovalikoiman käyttöä kuin luonnonsuojelulain 29 §:n luontotyyppisuojaus. Tärkeää olisi lisätä uhanalaisten luontotyyppien painoarvoa maankäytön suunnittelussa ja hankkeiden vaikutusarvioinnissa sekä niiden ottamista huomioon lupamenettelyissä. Yksi selvittämisen arvoinen uusi keino olisi muuttamiskielto joillekin luontotyypeille. Kasvavaa tarvetta on laaja-alaisen luontotyyppien ja niiden muodostamien toiminnallisten kokonaisuuksien säilyttämiselle ja ennallistamiselle sekä niitä tukevien maisematason suunnittelujärjestelmien kehittämiseksi.

Luontotyyppien turvaamisen tehostaminen liittyy kiinteästi myös laajempiin kansallisiin, EU-tason ja globaaleihin tavoitteisiin luonnon monimuotoisuuden köyhtymisen pysäyttämiseksi. Luonnon monimuotoisuuden tilaa koskeva kolmas maailmanlaajuinen katsaus **Global Biodiversity Outlook 3** (Secretariat of the Convention on Biological Diversity 2010) osoitti, että luonnon monimuotoisuuden katoa ei ole onnistuttu merkittävästi hidastamaan saati pysäyttämään biologista monimuotoisuutta koskevan yleissopimuksen osapuolikoukussa vuonna 2002 asetettuun määrävuoteen 2010 mennessä. Global Biodiversity Outlook 3:n mukaan luonnon monimuotoisuuden kato aiheutuu pääasiassa viidestä tekijästä: elinympäristöjen muuttumisesta, luonnonvarojen ylikäytöstä, haitallisista päästöistä, haitallisista vieraslajeista ja ilmastonmuutoksesta.

Biologista monimuotoisuutta koskevan yleissopimuksen 10. osapuolikoukussa Japanin Nagoyassa syksyllä 2010 hyväksyttiin **maailmanlaajuisen strategisen suunnitelman vuosille 2011–2020 biodiversiteettikadon pysäyttämiseksi** (COP 10 Decision...). Luontaisten elinympäristöjen tur-

vaaminen ja ennallistaminen ovat siinä tärkeässä asemassa.

EU:n luonnon monimuotoisuutta koskeva strategia on uudistettu Nagoyan päätösten toimeenpanemiseksi. Euroopan komissio antoi 3.5.2011 tiedonannon Luonnonpääoma elämämme turvaajana: luonnon monimuotoisuutta koskeva EU:n strategia vuoteen 2020 (Euroopan komissio 2011). Visiona on, että vuoteen 2050 mennessä Euroopan unionin luonnon monimuotoisuutta ja sen tuottamia ekosysteemipalveluja suojellaan, arvostetaan ja asianmukaisesti ennallistetaan niin, että välteään luonnon monimuotoisuuden köyhtymisen aiheuttamat katastrofaaliset muutokset. Euroopan unionin neuvosto antoi strategiaa koskevat päätelmänsä kesäkuussa 2011 ja joulukuussa 2011.

EU:n strategian päätavoitteena on vuoteen 2020 mennessä pysäyttää EU:n luonnon monimuotoisuuden köyhtyminen ja ekosysteemipalvelujen heikentyminen ja ennallistaa ne mahdollisimman pitkälle sekä tehostaa EU:n toimia, joilla torjutaan koko maailman luonnon monimuotoisuuden köyhtymistä. Päätavoitteen lisäksi strategiassa on kuusi numeroitua tavoitetta, joista etenkin ensimmäinen liittyy vahvasti luontotyyppien tilan parantamiseen: Pysäytetään kaikkien EU:n luontolainsäädännön soveltamisalaan kuuluvien lajien ja luontotyyppien tilan huonontuminen ja saavutetaan niiden tilan merkittävä ja mitattavissa oleva parannus verrattuna tähänhetkisiin arviointeihin vuoteen 2020 mennessä (Euroopan komissio 2011).

Yleissopimuksen 10. osapuolikokouksen ja EU:n päätösten myötä syntyi tarve tarkistaa **Suomen luonnon monimuotoisuuden suojelun ja kestävän käytön strategiaa** ja toimintaohjelmaa. Uusittu strategia hyväksyttiin valtioneuvostossa joulukuussa 2012. Siihen on kirjattu yhteensä 20 tavoitetta, joista erityisesti tavoite 5. liittyy luontotyyppien turvaamiseen. Sen mukaan vuoteen 2020 mennessä Kaikkien luontaisten elinympäristöjen kato on pysäytetty ja luontaisten elinympäristöjen laadullista heikentymistä ja pirstoutumista on merkittävästi vähennetty (Valtioneuvosto 2012b).

Suomen luonnon monimuotoisuuden suojelun ja kestävän käytön toimintaohjelmaan 2013–2020 on puolestaan kirjattu, että Suomen tavoite on, että luontotyyppien uhanalaistuminen pysähtyy vuoteen 2020 mennessä ja uhanalaisten luontotyyppien tila paranee tehokkaiden toimenpiteiden ansiosta. Tämä edellyttää, että luontotyyppien toiminnallisia kokonaisuuksia voidaan säilyttää ja ennallistaa myös suojelualueiden ulkopuolella ja kehittää tätä varten ohjaukeinoja ja kannustimia eri toimialojen yhteistyönä. Luontotyyppien suojelutasoa ylläpitävän vihreän ja sinisen infrastruktuurin (ekologisen verkoston) saavuttaminen

edellyttää laajaa vastuuta paitsi eri hallinnonaloilta, myös kunnilta, yrityksiltä ja muilta toimijoilta. Tärkeimmäksi toimenpiteeksi on kirjattu, että toteutetaan eri hallinnonalojen ja sidosryhmien yhteistyönä laadittu toimintasuunnitelma Suomen uhanalaisten luontotyyppien tilan parantamiseksi (Luonnon puolesta – ihmisen hyväksi...).

Metsäisiä ympäristöjä koskee kansallisena linjauksena **Kansallinen metsäohjelma** (KMO2015), joka on laadittu laajana sidosryhmäyhteistyönä ja hyväksytty valtioneuvoston periaatepäätöksenä. Se pohjautuu koko metsäalaa koskeviin kolmeen päämäärään, joista yksi liittyy metsäisten ympäristöjen monimuotoisuuteen. Sen mukaan metsien monimuotoisuus, ympäristöhyödyt ja hyvinvointivaikutukset vahvistuvat, ja yhdeksi tavoitteeksi on asetettu, että metsäisten luontotyyppien ja metsälajien taantuminen pysähtyy ja luonnon monimuotoisuuden suotuisa kehitys vakiintuu (Maa- ja metsätalousministeriö 2011).

Soiden elinympäristöjä koskevia kansallisia linjauksia on **valtioneuvoston periaatepäätöksessä soiden ja turvemaiden kestävästä ja vastuullisesta käytöstä ja suojelusta** (Valtioneuvosto 2012a) sekä sen taustaraporttina toimivassa ehdotuksessa soiden ja turvemaiden kestävän ja vastuullisen käytön ja suojelun kansalliseksi strategiaksi (Soiden ja turvemaiden kansallista strategiaa valmistellut työryhmä 2011). Valtioneuvoston periaatepäätökseen on kirjattu, että metsälain uudistamisen yhteydessä selvitetään, tulisiko metsälain 10 §:n (erityisen tärkeät elinympäristöt) mukaista luontotyyppisuojeleluta tehostaa ja tarvittaessa täydentää suoluontotyyppien osalta. Strategiassa ehdotetaan, että metsälain uudistamisprosessissa selvitetään mahdollisuudet täydentää metsälain 10 §:ä suoelinympäristöjen, kuten tiettyjen korpityyppien ja Pohjois-Suomen lettojen osalta.

1.2

Selvityksen tavoitteet

Tämän selvityksen tavoitteena on tuottaa päätöksenteon pohjaksi tietoa uhanalaisten luontotyyppien suojelutarpeesta ja -mahdollisuuksista lainsäädännön keinoin. Lainsäädännön uudistusten suunnitteluun sekä uudistusten taloudellisten vaikutusten arviointiin tarvitaan pohjatietoa eri tavoin turvattaviksi ehdotettavien luontotyyppien esiintymisestä ja laajuudesta Suomessa. Selvitys toteuttaa osaltaan uhanalaisten luontotyyppien tilan parantamiseksi laaditun toimintasuunnitelman (Ympäristöministeriö 2011) toimenpide-ehdotuksia sekä luonnonsuojelulainsäädännön arvioinnin

(Similä ym. 2010) kehittämisehdotuksia (ks. luku 1.1).

Selvitys pohjautuu nykyiseen lainsäädäntöön, etenkin luonnonsuojelu-, metsä- ja vesilakeihin, joiden nojalla on turvattava tietyt laeissa luetut luontotyyppijä. Erityistä huomiota kiinnitetään luonnonsuojelulain 29 §:n suojeltuihin luontotyyppisiin, mutta selvityksessä tarkastellaan myös metsälain 10 §:n erityisen tärkeitä elinympäristöjä sekä vesilain 2 luvun 11 §:n vesiluontotyyppijä. Kun luontotyyppisuojeleusäädösten sisällyttämistä em. lakeihin suunniteltiin 1990-luvulla, tarkasteltiin eri lakien luontotyyppisuojeleua kokonaisuutena, ja näin on perusteltua menetellä myös lainsäädäntöä edelleen kehitettäessä. Nykyisen lainsäädännön lisäksi olemassa olevana suojelukeinona tarkastellaan Etelä-Suomen metsien monimuotoisuuden toimintaohjelmaa 2008–2016 (METSO), joka perustuu valtioneuvoston periaatepäätökseen (Valtioneuvosto 2008).

Selvityksen laatimisen aikana metsälain uudistusta on valmisteltu maa- ja metsätalousministeriön johdolla, ja Metsänkäsittelymenetelmien monipuolistaminen -jatkotyöryhmä sai valmiiksi esityksensä elokuussa 2012. Tämä selvitys pohjautuu kuitenkin voimassaolevaan metsälakiin, koska uudistuksen voimaan saattamisessa on vielä useita vaiheita, joiden kuluessa lakiesitystä saatetaan muokata.

Selvityksen tavoitteena on ollut tuottaa:

1. Nykyisten luontotyyppisuojeleusäädösten vaikuttavuuden selvitys ja parannusehdotukset
2. Ehdotukset uusista säädöksiin lisättävistä luontotyypeistä perusteluineen ja kuvauksiineen
3. Ehdotuksia luontotyyppien turvaamistarpeesta muilla keinoin kuin nykyisen kaltaisilla luontotyyppisuojeleusäädöksillä.

1.3

Raportin sisältö ja rakenne

Raportissa tarkastellaan Suomen lakisääteisen luontotyyppisuojeleun nykytilannetta, vaikuttavuutta ja kehittämistarpeita lähinnä ekologisen kestävyuden näkökulmasta. Tehtyjen selvitysten perusteella esitetään kehittämisehdotuksia lainsäädäntöön ja jossain määrin myös muihin ohjauskeinoihin. Taloudelliset ja sosiaaliset näkökohdat on rajattu pääosin tämän selvityksen ulkopuolelle, mutta niitä on tarpeen tarkastella luonnonsuojelulainsäädännön kehittämishankkeen muissa vaiheissa.

Raportin **luvussa 2** kuvataan luontotyyppien nykyistä suojelutilannetta ja siihen liittyviä säädöksiä luonnonsuojelu-, metsä- ja vesilaisissa. Näiden lakien nojalla säilytettävien luontotyyppikohteiden määristä esitetään yhteenvetotietoja. Luonnonsuojelulain 29 §:n luontotyyppien inventointi- ja rajauspäätöstiedot ovat tässä laajuudessa aiemmin julkaisemattomia ja ne on koostettu tätä raporttia varten (**liite 1**). Samoin on kerätty tiedot luonnonsuojelulain 29 §:n nojalla tehtyihin rajauspäätöksiin kohdistuneista valituksista ja niiden ratkaisuksista hallinto-oikeuksissa. Luvussa 2 esitetään yhteenvetotietoa myös METSO-ohjelman toteutuksesta, koska METSO ohjaa tiettyjen luontotyyppien turvaamista monilta osin vastaavalla tavalla kuin lakisääteinen luontotyyppisuojeleu. Luvussa esitellään myös luontotyyppien turvaamiseen liittyviä osioita metsäsertifiointista ja metsänhoitosuosituksista.

Luvussa 3 kuvataan esiin tulleita ongelmia luonnonsuojelu-, metsä- ja vesilain luontotyyppisuojeleussa sekä esitetään kehittämisehdotuksia, jotka parantaisivat näiden lakien nojalla nykyisin säilytettävien luontotyyppikohteiden ekologista toimivuutta, kohteiden säilymistä pitkällä aikavälillä ja toimenpiteiden vaikuttavuutta luonnon monimuotoisuuden kannalta. Kehittämisehdotuksia esitetään sekä luontotyyppikohtaisesti että yleisemmin luonnonsuojelulain ja metsälain luontotyyppisäädöksiin ja pienvesien suojeluun liittyvään lainsäädäntökokonaisuuteen.

Luvussa 4 tarkastellaan niitä uhanalaisia luontotyyppijä, jotka parhaiten sopisivat lisättäviksi luonnonsuojelu-, metsä- ja vesilain nojalla säilytettävien luontotyyppien valikoimaan. Kustakin tällaisesta luontotyypistä esitetään myös tarkempi tietolomake (**liite 2**), johon on koottu tietoa luontotyypin määrittelystä, ominaispiirteistä, esiintymisestä Suomessa, arvioidusta pinta-alasta, nykyisestä suojelutilanteesta, uhanalaisuuden syistä ja tulevaisuuden uhkatekijöistä, hoito- tai ennallistamistarpeesta sekä luontotyypin suojelun yhtymäkohdista eliölajien suojeluun. Luvussa ehdotetaan myös, minkä lain nojalla turvattavaksi kukin luontotyyppi sopisi parhaiten. Tässä luvussa ja **liitteessä 3** esitetään myös arvioita lakisääteisesti turvattaviksi ehdotettavien uusien luontotyyppien suojelemattomien kohteiden pinta-aloista, esiintymien koosta, omistussuhteista sekä nykyisestä maankäytöstä ja sen rajoituksista.

Koska nykyisen kaltainen lakisääteinen suojelu voi täydennettynäkin kattaa vain rajallisen osan luontotyyppien turvaamisen ja tilan parantamisen tarpeista, **luvussa 5** tuodaan esiin sellaisia uhanalaisia luontotyyppijä, joiden turvaaminen on erityisen kiireellistä, mutta jotka eivät laajuutensa tai muun syyn vuoksi sovellu nykymuotoisen

luonnonsuojelu-, metsä- tai vesilain luontotyyppisuojelun kohteiksi. Myös näiden luontotyyppien esiintymisestä Suomessa esitetään tietoa sekä tuodaan esiin eri ohjauskeinovaihtoehtoja, joista osa on lainsäädännöllisiä. Luvussa on tarkasteltu myös uhanalaisten luontotyyppien kirjaamista luonnonsuojeluasetukseen samalla periaatteella kuin uhanalaiset lajit.

Lukuun 6 on vertailun mahdollistamiseksi kerätty tietoa luontotyyppien lakisäätöisestä suojelusta Ruotsissa. **Luvussa 7** esitetään yhteenveto selvityksen tärkeimmistä havainnoista ja kehittämistarpeista. **Liitteeseen 4** on koottu kaikki yksityiskohtaiset kehittämissuositukset.

1.4

Lähestymistapa ja tietolähteet

Selvityksen lähestymistapa on luonnontieteellinen ja hallinnollinen, ei oikeustieteellinen. Lainsäädäntöä on tarkasteltu välineenä luontotyyppien turvaamiseen, eikä raportti sisällä oikeustieteellisiä selvityksiä. Raporttia varten on muokattu luontotyyppien koottua luonnontieteellistä tietoa päätöksenteossa helpommin käytettävään muotoon arvioimalla eri luontotyyppien soveltuvuutta lainsäädännöllisen suojelun kohteiksi. Selvityksessä nostetaan esiin tiettyjä luontotyyppisiä, jotka ominaisuuksiensa ja suojelutarpeensa vuoksi sopivat parhaiten lainsäädännöllisen suojelun kohteiksi. Näistä tarkempaan tarkasteluun valituista luontotyyppien on kerätty tietoa, joka on olennaista päätettäessä niiden suojelusta.

Suomen ympäristökeskuksessa on tuotettu ja koottu aihepiiriin liittyvää tietoa myös aiemmissa hankkeissa. Tässä selvityksessä hyödynnetään soveltuvien osien näitä tietoja, minkä lisäksi on tuotettu ja koostettu uutta, yksityiskohtaisempaa tietoa.

Luonnontieteellisinä tietolähteinä on käytetty mm. seuraavia:

- Suomen luontotyyppien uhanalaisuuden arvioinnin valmisteluaineistot
- luontodirektiivin luontotyyppien suojelutason v. 2007 raportoinnin valmisteluaineistot
- soiden ja turvemaiden strategiatyön luonnontieteelliset valmisteluaineistot
- luonnonsuojelulain 29 §:n luontotyyppien ja metsälain 10 §:n elinympäristöjen määrittely- ja inventointiohjeet sekä METSO-kohteiden valintakriteerit
- luonnonsuojelulain 29 §:n luontotyyppien inventointitietokanta

- metsälain 10 §:n elinympäristöjen yksityis- maiden kartoituksen yhteenvetotiedot (Suomen metsäkeskus ja Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio) ja Metsähallituksen metsätalouden metsälakikohdetiedot
- METSO-kohteiden yhteenvetotiedot
- Metsähallituksen SutiGIS-kuviotietojärjestelmän luontotyyppitiedot
- valtakunnan metsien inventointien tulokset: julkaistuihin lähteisiin perustuvat tiedot, luontotyyppien uhanalaisuusarviointihankkeelle lasketut VMI9-tulokset sekä suo- ja turvemaiden strategiahankkeelle lasketut VMI10-tulokset
- ympäristöhallinnon uhanalaisten lajien Hertta Eliölajit -tietojärjestelmä
- tuuli- ja rantakerrostumien inventointihankkeen (TUURA) aineistot.

Hallintoon ja lainsäädäntöön liittyvinä tietolähteinä on käytetty mm.:

- luonnonsuojelulainsäädännön arvioinnin valmisteluaineistot mukaan lukien eri toimijoille suunnatun kyselyn vastaukset
- luonnonsuojelulain 29 §:n luontotyyppien rajauspäätökset ja niistä maksetut korvaukset sekä rajauspäätöksistä tehdyt valitukset ja niiden ratkaisut
- lausunnot toimintasuunnitelmasta uhanalaisten luontotyyppien tilan parantamiseksi
- lausunnot luonnonsuojelulainsäädännön arvioinnista
- kirjalliset lähteet luontotyyppien suojeluun liittyvästä lainsäädännöstä Ruotsissa.

Tiedon tuottamiseen julkaisua varten on kirjoittajien lisäksi osallistunut lukuisia muita tutkijoita Suomen ympäristökeskuksen Luontoympäristökeskuksesta, Merikeskuksesta ja Ympäristöpolitiikkakeskuksesta. Miska Koivulehto laati selvitykset luonnonsuojelulain luontotyyppien rajauspäätösten valituksista sekä luontotyyppien suojelusta muissa maissa ja Jenni Simkin avusti tietojen kokoamisessa muiden maiden luontotyyppisuojelusta. Sonja Forss koordinoi luonnonsuojelulain luontotyyppien tietokannan päivitystä ja tuotti tietokannasta raportteja ja graafisia esityksiä. Ville Karvinen kirjoitti näkinpartaisniittyjen ja vedenalaisten harjujen tietolomakkeet ja muokkasi meriajokasniittyjen kuvausta. Tytti Kontula suunnitteli mallin luontotyyppien tietolomakkeiksi ja valmisteli kalkki- ja serpentiinikallioiden sekä meriajokasniittyjen lomakkeita. Olli Ojala kirjoitti tulvametsien tietolomakkeen, Jari Teeriaho antoi tietoa dyynimetsistä tuuli- ja rantakerrostumien

inventointiaineistosta ja Seppo Tuominen antoi tietoa eteläisistä aapasoista.

Lisäksi aineistoja ovat luovuttaneet tai yhteenveetoja aineistoista ovat tuottaneet Elisa Pääkkö Metsähallituksen luontopalveluista (Metsähallituksen luontotyyppitiedot), Erkki Hallman Metsähallituksen metsätaloudesta (Metsähallituksen luontotyyppitiedot), Veikko Miettinen ympäristöministeriöstä (luonnonsuojelulain luontotyyppien rajauspäätökset ja korvaukset, METSO-kohteet), Kai Blauberger Suomen metsäkeskuksesta (yksityismaiden metsälakikohteet), Tommi Tenhola Metsätalouden kehittämiskeskus Tapiosta (yksityismetsien metsälakikohteet ja METSO-elinympäristöt), Christoffer Boström Åbo Akademiasta (meriajokasniityt), Anu Kaskela ja Aarno Kotilainen Geologian tutkimuskeskuksesta (vedenalaiset harjut), Marja Koistinen Luonnontieteellisestä keskusmuseosta (näkinpartaisniityt) ja Jouni Leinikki Alleco Oy:stä (näkinpartaisniityt). Useimmat heistä ovat myös kommentoineet selvitystä näiltä osin.

ELY-keskusten luonnonsuojelusta vastaavat viranhaltijat ovat tuoneet esiin havaitsemiaan ongelmia luonnonsuojelulain 29 §:n luontotyyppien rajauspäätöksissä, esittäneet kehittämissuhteita ja ajantasaisesti ko. luontotyyppien inventointitietokantaa sekä arvioineet rajauspäätöksiin kuluva työaika.

Luontotyyppien uhanalaisuuden arvioinnin asiantuntijaryhmät ovat kommentoineet ehdotuksia tarkasteluun valittavista luontotyypeistä ja niistä esitettävästä tietosisällöstä sekä pohtineet raportin tekijöiden kanssa luontotyyppien suojelutarpeita, uhkia ja säilyttämiskeinoja.

Asiantuntemustaan ovat lisäksi antaneet ja/tai tekstejä kommentoineet Pekka Puntila, Kimmo Syrjänen, Kaisu Aapala, Juha Pykälä, Raimo Virkkala, Harri Tukia, Jukka Husa, Niko Leikola, Terhi Rytteri, Markku Mikkola-Roos, Marco Nur-

mi, Jari Rintala ja Kirsi Kostamo Suomen ympäristökeskuksesta; Yrjö Norokorpi, Panu Oulasvirta, Anne Jäkäläniemi, Jari Ilmonen, Petri Silvennoinen, Saara Tynys, Arto Saikkonen, Jan Ekebon ja Essi Keskinen Metsähallituksesta; Tiina Tonteri, Juha-Pekka Hotanen, Hannu Nousiainen ja Terhi Koskela Metsäntutkimuslaitoksesta; Päivi Gummerus-Rautiainen ja Markus Alapassi ympäristöministeriöstä; Lari Veneranta, Meri Kallasvuo, Jouko Kumpula ja Mauri Nieminen Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksesta; Marja Anttonen Paliskuntain yhdistyksestä, Risto Virtanen Oulun yliopistosta, Elina Leskinen Helsingin yliopistosta, Henry Väre Luonnontieteellisestä keskusmuseosta, Leena Rinkineva-Kantola Etelä-Pohjanmaan ELY-keskuksesta, Esko Gustafsson Varsinais-Suomen ELY-keskuksesta, Ilpo Huolman Uudenmaan ELY-keskuksesta, Tupuna Kovanen Pohjois-Pohjanmaan ELY-keskuksesta, Antti Lammi ja Anne Grönlund Pohjois-Savon ELY-keskuksesta, Aarne Wahlgren Pohjois-Karjalan ELY-keskuksesta, Jukka Airola Hämeen ELY-keskuksesta, Mauri Karonen Uudenmaan ELY-keskuksesta, Lasse Känvälä Länsi- ja Sisä-Suomen aluehallintovirastosta, Jyrki Hämäläinen ja Jyrki Rantataro Geologian tutkimuskeskuksesta, Anita Mäkinen TraFista sekä Ahti Mäkinen, Rauno Ruuhijärvi, Seppo Eurola, Pekka Salminen ja Eero Kaakinen.

Valokuvia raporttiin ovat luovuttaneet Anne Annala, Heidi Arponen, Olli Autio, Manuel Deinhart, Marko Haapalehto, Markku Heinonen, Kristter Karttunen, Niina Kurikka, Juho Lappalainen, Hannu Nousiainen Tapio Rintanen, Terhi Rytteri, Arto Saikkonen, Juha Sihvo, Jari Teeriaho, Seppo Tuominen ja Pekka Tuuri.

Raportin tekijät kiittävät lämpimästi kaikkia työhön osallistuneita sekä luontotyyppivalokuvia luovuttaneita.



Kuva: Seppo Tuominen

2 Luontotyyppien turvaaminen nykyisessä luonnonsuojelu-, metsä- ja vesilaissa, METSO-ohjelmassa sekä metsänhoidon suosituksissa

2.1

Luonnonsuojelulain suojellut luontotyypit (LSL 29 §)

2.1.1

Luontotyyppien määritelmät

Luonnonsuojelulain uudistuksessa vuonna 1996 lakiin lisättiin luontotyyppejä koskeva sääntelyjärjestelmä. Lain 29 §:ssä luetellaan yhdeksän luontotyyppiä, joihin kuuluvia luonnontilaisia tai luonnontilaiseen verrattavia alueita ei saa muuttaa niin, että luontotyyppien ominaispiirteiden säilyminen vaarantuu (tietolaatikko 1). Luonnonsuojelusetuksen 10 §:n mukaan ominaispiirteitä ovat

tietynlainen kallio- ja maaperä sekä niiden vesi- ja ravinnetalous ja näihin olosuhteisiin luontaisesti sopeutuneet eliölajit ja eliöyhdyskunnat. Muuttamiskielto tulee voimaan, kun ELY-keskus (aiemmin alueellinen ympäristökeskus) on päätöksellään määritellyt suojeltuun luontotyyppiin kuuluvan alueen rajat ja antanut päätöksen tiedoksi alueen omistajille ja haltijoille.

Tietolaatikko I. Luonnonsuojelulain 29 §:n nojalla suojellut luontotyypit. Kunkin luontotyypin yhteydessä on luonnonsuojeluasetuksen 10 §:n täsmennys sen määritelmään.

1) Luontaisesti syntyneet, merkittäviltä osin jaloista lehtipuista koostuvat metsiköt (jäljempänä jalopuumetsiköt)

Luontaisesti syntyneitä, merkittäviltä osin jaloista lehtipuista koostuvia metsikköjä, joissa jaloja lehtipuita kasvaa runkomaisina puina vähintään 20 kappaletta hehtaarilla yhtenä tai useampana lähekkäisenä ryhmänä rajattavissa olevalla yhtenäisellä alueella. Jaloja lehtipuita ovat tammi, metsälehmus, vaahtera, saarni, kynäjalava ja vuorijalava. Runkomaiseksi puuksi katsotaan puu, jonka läpimitta on 1,3 metrin korkeudella yli seitsemän senttimetriä. Runkomaisen tammen läpimitta on kuitenkin sanotulla korkeudella vähintään 20 senttimetriä.

2) Pähkinäpensaslehdot

Pähkinäpensaslehtoja, joissa on vähintään kaksi metriä korkeita tai leveitä pähkinäpensaita vähintään 20 kappaletta hehtaarilla yhtenä tai useampana lähekkäisenä ryhmänä rajattavissa olevalla yhtenäisellä alueella.

3) Tervaleppäkorvet

Tervaleppäkorpia, jotka ovat luhtaisia tai lähteisiä ja joissa valtapuuna on tervaleppä ja aluskasvillisuutena mättäillä on hiirenporrasta, nevaimarretta tai muita suuria saniaisia. Väliköpinnoilla kasvaa luhtakasveja, useimmiten vehkaa ja kurjenmiekkää.

4) Luonnontilaiset hiekkarannat (jäljempänä hiekkarannat)

Luonnontilaisia hiekkarantoja, jotka ovat riittävän laajoja, jotta niihin on muodostunut sulkeutumaton hiekkarannan kasvillisuutta ja joilla esiintyy hiekkarannalle tyypillisiä eliölajeja. Maa-aines on hiekkaa tai hietää eikä rantaa ole rakentamisella taikka täyttämisen- tai tasoittamistoimenpiteillä merkittävästi muutettu.

5) Merenrantaniityt

Merenrantaniittyjä, jotka ovat muokkaamattomia, luontaisesti tai perinteisen maankäytön seurauksena avoimia ja matalakasvuisia, lähes puuttomia ja pensaattomia heinä- tai ruohovaltaisia ranta-alueita.

6) Puuttomat tai luontaisesti vähäpuustoiset hiekkadyynit (jäljempänä hiekkadyynit)

Puuttomia ja luontaisesti vähäpuustoisia hiekkadyynejä, jotka ovat tuulen kuljettaman ja kasaaman hiekka-aineksen muodostamia alueita, jotka metsätaloudellisesti ovat jouto- tai kitumaita.

7) Katajakedot

Katajaketoja, jotka ovat muokkaamattomia, puoliavoimia ja perinteisen maankäytön muovaamia tuoreita tai kuivia niittyjä. Alueella esiintyy katajaa maisemallisesti merkittävässä määrin ja katajien välissä on kallio- tai niittykasvillisuutta.

8) Lehdesniityt

Lehdesniittyjä, jotka ovat puoliavoimia ja joilla on vähintään viisi lehdestettyä puuta hehtaarilla sekä niittykasvillisuutta.

9) Avointa maisemaa hallitsevat suuret yksittäiset puut tai puuryhmät (jäljempänä maisemapuut)

Avointa maisemaa hallitsevia yksittäisiä puita ja enintään viiden puun puuryhmiä, jotka ovat järeärunkoisia, iäkkäitä, usein monihaaraisia ja laajalatuksisia. Männy, kuusen, koivun ja tammen rungon läpimitta on 1,3 metrin korkeudella vähintään 60 senttimetriä sekä muiden puiden vähintään 40 senttimetriä. Avoimella maisemalla ei tarkoiteta metsätaloudellisia uudistusaloja.

Hallituksen esityksessä eduskunnalle luonnonsuojelulainsäädännön uudistamiseksi (HE 79/1996) on lisäksi kerrottu luonnonsuojelulain 29 §:n luontotyyppien ominaispiirteistä, suojelun perusteista ja luontotyyppien esiintymisestä Suomessa. Hallituksen esityksessä myös määritellään, mitä käsitteillä ”luonnontilaiseen verrattava” ja ”ominaispiirteiden säilyttäminen” tarkoitetaan. ”Luonnontilaiseen verrattavilla” tarkoitetaan sellaisia alueita, kuten katajakedot ja lehdesniityt, joita ihminen esimerkiksi eläimiä laiduntamalla tai niittämällä on jo muuttanut, mutta jotka usein juuri sen seurauksena tarjoavat erinomaisen elinympäristön tietyille kasvi- ja eläinlajeille. Syntyneen oikeuskäytännön mukaan (ks. luku 2.1.5) luonnontilaiseen verrattaviksi on tulkittu myös esimerkiksi jalopuumetsiköitä, joissa näkyy merkkejä ihmisen toimista (esim. metsikön hoito, yksittäiset alueelle levinneet kulttuurikasvit), mutta joiden luontoarvot ovat siitä huolimatta säilyneet.

Hallituksen esityksen mukaan ”ominaispiirteiden säilyttämisellä” tarkoitetaan sitä, että aluetta saa muuttaa, jos ne tekijät, joiden vuoksi luontotyyppiä suojellaan, säilyvät tai mahdollisesti jopa korostuvat. Esimerkkinä mainitaan kuusien kaataminen jalopuumetsiköstä ja pähkinäpensaslehdosta.

2.1.2

Luontotyyppien inventointi

Luonnonsuojelulain 29 §:n luontotyyppiä on inventoitu rajauspäättösten valmistelua varten vuodesta 1998 alkaen. Inventoinnin päätavoite on ollut löytää luonnonsuojelulain 29 §:n määritelmän täyttävät luontotyyppiesiintymät. Tavoitteena on ollut myös tuottaa perustietoa harvinaisista ja luonnon monimuotoisuuden kannalta tärkeistä luontotyypeistä ja niiden mahdollisesta hoitotarpeesta.

Inventointia on koordinoitunut Suomen ympäristökeskus ja sitä ovat toteuttaneet pääasiassa alueelliset ympäristökeskukset, sittemmin ELY-keskukset. Inventoinnissa on keskitytty erityisesti metsäisiin luontotyypeihin sekä hiekkarantoihin, merenrantaniittyihin ja dyyneihin. Katajaketoja ja maisemapuita ei käytännössä ole inventoitu, ja lehdesniityt ovat Ahvenanmaan ulkopuolella käyneet niin harvinaisiksi, ettei inventoitavaa ole juuri ollut.

Inventointia varten Suomen ympäristökeskus on julkaissut Luonnonsuojelulain luontotyyppien inventointiohjeen (Pääkkönen ja Alanen 2000). Siinä kuvataan kunkin suojellun luontotyyppin levinneisyyttä, kasvillisuutta ja luonnehtijalajistoa sekä ohjeistetaan luontotyyppin tunnistamista ja inventoinnissa kerättävää tietoa. Inventointiohjeessa on

myös maastolomakkeet, joita käytetään kerätessä tietoa mm. luontotyyppikohteiden kasvillisuudesta, luonnontilaisuudesta, kasvilajistosta sekä metsäisillä luontotyypeillä myös elävän ja kuolleen puuston määrästä ja puulajeista. Inventointilomakkeiden tieto on tallennettu Suomen ympäristökeskuksen ja ELY-keskusten käytössä olevaan tietojärjestelmään (LuLu-tietokanta). Tietojärjestelmä on tarkoitettu liittämään uuteen ympäristöhallinnon yhteiseen, Metsähallituksen luontopalveluiden ylläpitämään suojelualueiden kuviotietojärjestelmään (SAKTI) vuoden 2012 kuluessa.

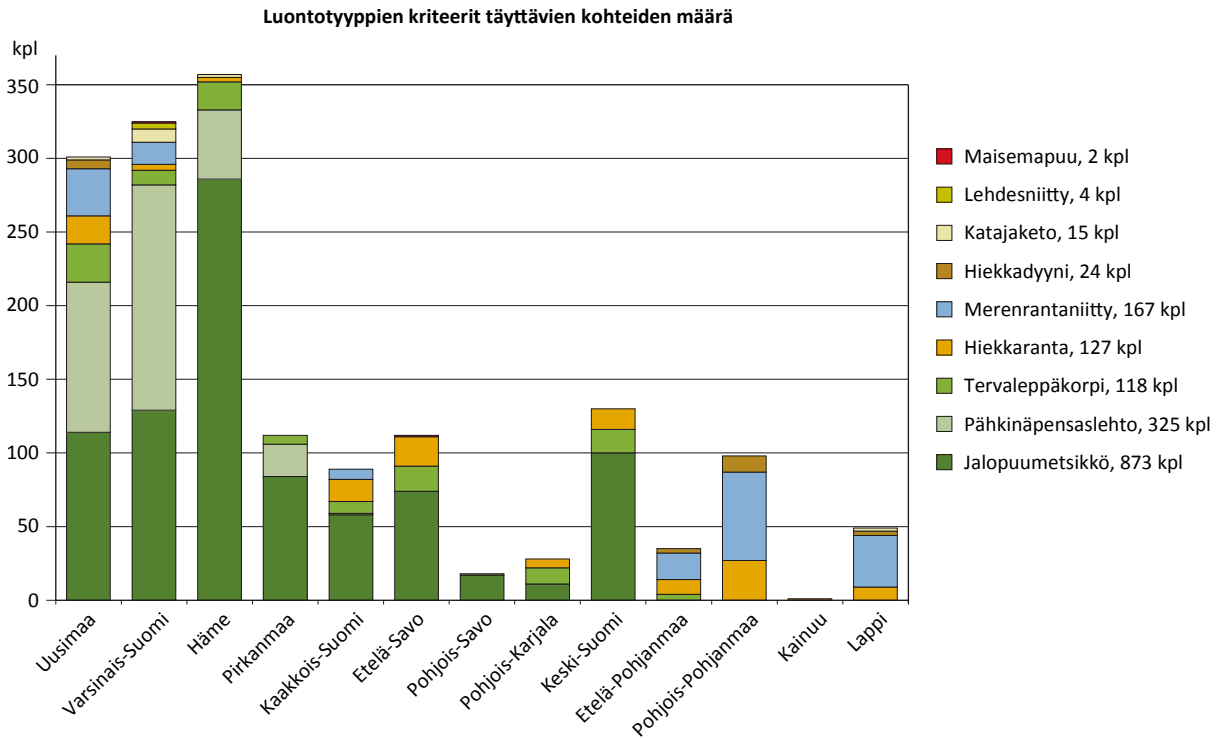
Seuraavassa esitettävät tiedot luonnonsuojelulain 29 §:n suojelluista luontotyypeistä perustuvat LuLu-tietokannan huhti–toukokuun 2012 tilanteeseen. ELY-keskukset ovat päivittäneet tietokannan ajan tasalle, joten esitettävät tiedot vastaavat hyvin todellista tilannetta. Poikkeuksen muodostavat Pohjois-Karjala ja Pohjois-Pohjanmaa, joiden osalta tietokantaa ei ole päivitetty keväällä 2012. Esitettävät Pohjois-Karjalan tiedot perustuvat vuoden 2009 alun tilanteeseen ja Pohjois-Pohjanmaan tiedot noin vuoden 2010 tilanteeseen.

Luontotyyppien inventoinnissa on tarkistettu koko maassa 3 452 kohdetta, joista luonnonsuojelulain 29 §:n suojellun *luontotyyppin kriteerit täyttäviä kohteita* on yhteensä 1 655 kappaletta, yhteispinta-alaltaan 2 975 hehtaaria (kuvat 1 ja 2, liite 1). Kriteerit täyttävien kohteiden lukumäärästä yli puolet (53 %) on jalopuumetsiköitä. Seuraavaksi eniten on pähkinäpensaslehtoja (20 %) ja merenrantaniittyjä (10 %). Vähiten on maisemapuita ja lehdesniittyjä, vain muutama kohde kumpaakin.

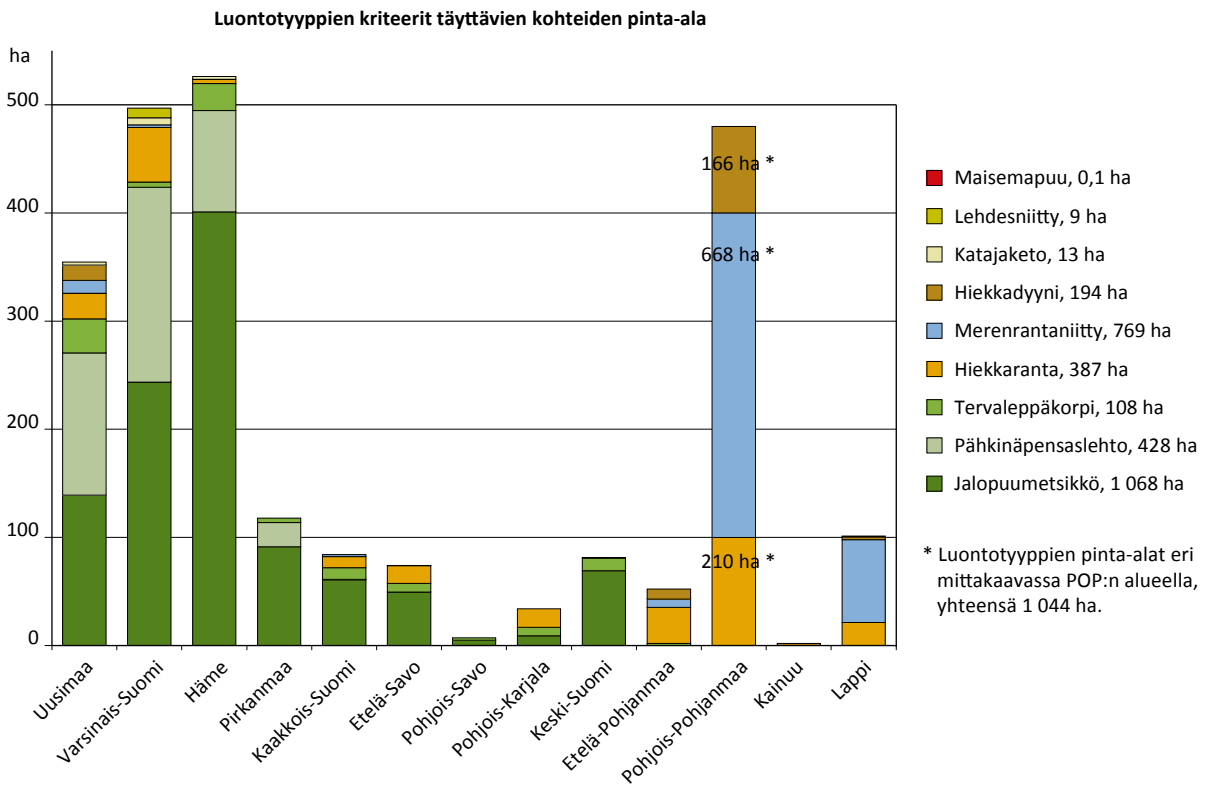
Luonnonsuojelulain luontotyyppien esiintymisen painottuu luontaisesti Etelä-Suomeen lukuun ottamatta merenrantaniittyjä, hiekkadyynejä ja hiekkarantoja. Löydettyjen, kriteerit täyttävien kohteiden määrät eivät kuvaa pelkästään luontotyyppien todellisen esiintymisen suhteita, vaan myös inventoinnin painopisteitä ja intensiteettiä eri alueilla.

Alueellisesti eniten kriteerit täyttäviä luontotyyppikohteita on Hämeen ELY-keskuksen alueella (kuva 1, liite 1), jonka 357 kohteesta noin 80 % on jalopuumetsiköitä. Yli 300 luontotyyppikohdetta on myös Varsinais-Suomen ja Uudenmaan ELY-keskusten alueilla.

Kun tarkastellaan kriteerit täyttävien luontotyyppikohteiden pinta-alaa, tilanne eroaa esiintymien kappalemäärään perustuvasta jakaumasta eri ELY-keskusten kesken. Pinta-ala on selvästi suurin Pohjois-Pohjanmaan ELY-keskuksen alueella, jossa kolmen luontotyyppin, merenrantaniittyjen, hiekkadyynien ja hiekkarantojen yhteenlaskettu pinta-ala on 1 044 ha (kuva 2, liite 1). Tämä on runsas kolmasosa koko maan kaikkien luontotyyppien yh-



Kuva 1. Luonnonsuojelulain 29 §:n suojeltujen luontotyyppien kriteerit täyttävien inventoitujen kohteiden lukumäärät elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskuksittain.



Kuva 2. Luonnonsuojelulain 29 §:n suojeltujen luontotyyppien kriteerit täyttävien inventoitujen kohteiden pinta-alat elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskuksittain.

teispinta-alasta. Erityisesti merenrantaniittyjä on löydetty huomattavan paljon. Alueellisesti seuraavaksi suurimmat kokonaispinta-alat ovat Hämeessä, Varsinais-Suomessa ja Uudellamaalla. Viimeksi mainittujen osalta järjestys on sama kuin kohteiden määrän mukaisessa tarkastelussa.

Luontotyypeittäin tarkasteltuna kriteerit täyttävien kohteiden yhteenlaskettu pinta-ala on suurin jalopuumetsiköillä, runsaat 1 000 ha ja lähes 36 % kohteiden yhteispinta-alasta. Toiseksi suurin kokonaispinta-ala on merenrantaniityillä, 769 ha, joka on 26 % kaikkein kohteiden pinta-alasta. Pähkinäpensaslehtoja on hieman yli ja hiekkarantoja hieman alle 400 ha (kuva 2, liite 1).

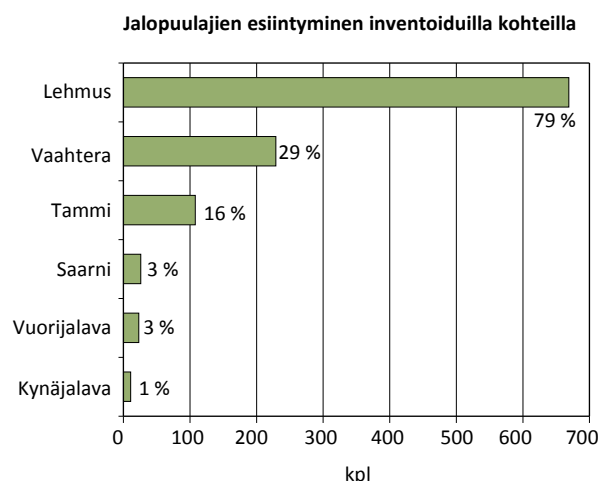
Kohteiden keskikoot vaihtelevat luontotyypeittäin selvästi (liite 1). Keskimäärin laajimpia ovat hiekkadyynien kohteet, 8,0 ha. Merenrantaniityt ja hiekkarannat ovat keskikooltaan seuraavaksi suurimpia, 4,6 ja 3,0 ha. Metsäiset luontotyypit ovat keskimäärin vain noin hehtaarin laajuisia: jalopuumetsiköt 1,2 ha, pähkinäpensaslehdot 1,3 ha ja tervaleppäkorvet 0,9 ha. Katajaketojen keskikoko on 0,8 ha, lehdesniittyjen 2,2 ha ja maisemapuiden esiintymien 0,05 ha. Viimeksi mainittuja on lukumääräisesti hyvin vähän, katajaketoja 15 kohdetta, lehdesniittyjä neljä ja maisemapuita kaksi kohdetta.

Jalopuumetsiköiden kriteerit täyttäviä kohteita on inventoitu koko maassa 873 kpl ja 1 068 ha. Niitä on selvästi eniten Hämeen, Varsinais-Suomen ja Uudenmaan alueilla, yhteensä lähes 800 ha. Myös Keski-Suomen, Pirkanmaan, Kaakkois-Suomen sekä Etelä- ja Pohjois-Savon kriteerit täyttävistä luontotyyppikohteista on lukumääräisesti eniten jalopuumetsiköitä, ja Pohjois-Karjalassa jalopuumetsiköt jakavat kärkisijan tervaleppäkorvien kanssa.

Lehmus on selvästi yleisin jalopuumetsiköiden jalopuulaji. Kriteerit täyttävistä kohteista lehmusta tavattiin 79 %:lla (kuva 3). Toiseksi yleisintä jalopuulajia, vaahteraa, tavattiin vajaalla 30 %:lla kohteista ja tammea noin 15 %:lla. Muita jalopuulajeja, saarnea, vuorijalavaa ja kynäjalavaa tavattiin selvästi harvemmin.

Pähkinäpensaslehtojen kriteerit täyttäviä kohteita on inventoitu koko maassa 325 kpl ja 428 ha. Valtaosa niistä on Varsinais-Suomen, Uudenmaan ja Hämeen alueilla, yhteensä runsaat 400 ha. Pirkanmaalla pähkinäpensaslehtoja on runsaat 20 ha ja Kaakkois-Suomessa yksi alle hehtaarin laajuinen kohde.

Tervaleppäkorvien kriteerit täyttäviä kohteita on löydetty kymmenen eteläisimmän ELY-keskusten alueelta, yhteensä 118 kpl ja 108 ha. Eniten kohteita on Uudellamaalla sekä lukumääräisesti (26 kpl, 22 % tervaleppäkorvista) että pinta-alallisesti



Kuva 3. Eri jalopuulajien esiintyminen inventoiduilla, jalopuumetsikön kriteerit täyttävillä luontotyyppikohteilla. Pylvään pituus osoittaa, monellako kohteella puulajia esiintyy. Prosenttiluku pylvään päässä osoittaa, kuinka suurella osalla kaikista jalopuumetsikkökohteista kutakin puulajia esiintyy. Kriteerit täyttäviä jalopuumetsikkökohteita on kaikkiaan 873 kappaletta.

(31 ha, 29 %). Vähintään kymmenen kohdetta on myös Hämeessä, Etelä-Savossa, Keski-Suomessa, Pohjois-Karjalassa ja Varsinais-Suomessa.

Hiekkarantojen kriteerit täyttäviä kohteita on inventoitu Pirkanmaata, Pohjois-Savo ja Kainuuta lukuun ottamatta kaikkien ELY-keskusten alueilta, yhteensä 127 kpl ja 387 ha. Lukumääräisesti niitä on eniten Pohjois-Pohjanmaalla (27 kpl), Etelä-Savossa (20) ja Uudellamaalla (19). Kaikkien hiekkarantakohteiden pinta-alasta 54 % (210 ha) on Pohjois-Pohjanmaalla.

Merenrantaniittyjen kriteerit täyttäviä kohteita on inventoitu yhteensä 167 kpl ja 769 ha. Niitä on valtaosa Etelä- ja Pohjois-Pohjanmaan sekä Lapin luontotyyppikohteista, Lapissa jopa yli 70 % kaikista kohteista. Lukumääräisesti merenrantaniittyjä on eniten Pohjois-Pohjanmaalla, ja edellä mainittujen lisäksi niitä on myös Uudellamaalla, Varsinais-Suomessa ja Kaakkois-Suomessa.

Hiekkadyynien kriteerit täyttäviä kohteita on inventoitu yhteensä 24 kpl ja 194 ha. Niitä on eniten Pohjois-Pohjanmaalla (11 kpl, 166 ha). Lukumääräisesti toiseksi eniten hiekkadyynejä on Uudellamaalla, mutta näiden yhteispinta-ala on vain 14 ha. Edellä mainittujen lisäksi hiekkadyynejä on löydetty myös Etelä-Pohjanmaalta ja Lapista, ja Kainuun ainoa kriteerit täyttävä luontotyyppikohde on parin hehtaarin suuruinen hiekkadyyni.

Katajaketojen kriteerit täyttäviä kohteita on inventoitu ainoastaan 15 kpl ja 13 ha. Eniten kohteita on Varsinais-Suomessa (9 kpl, 7 ha), ja yksittäisiä kohteita on myös Uudellamaalla, Hämeessä ja Lapissa.

Lehdesniittyjen kriteerit täyttäviä kohteita on inventoitu vain 4 kpl ja 9 ha, kaikki Varsinais-Suomessa. **Maisemapuita** on puolestaan inventoitu 2 kpl ja alle 1 ha Etelä-Savossa ja Varsinais-Suomessa.

2.1.3

Luontotyyppien rajauspäätökset

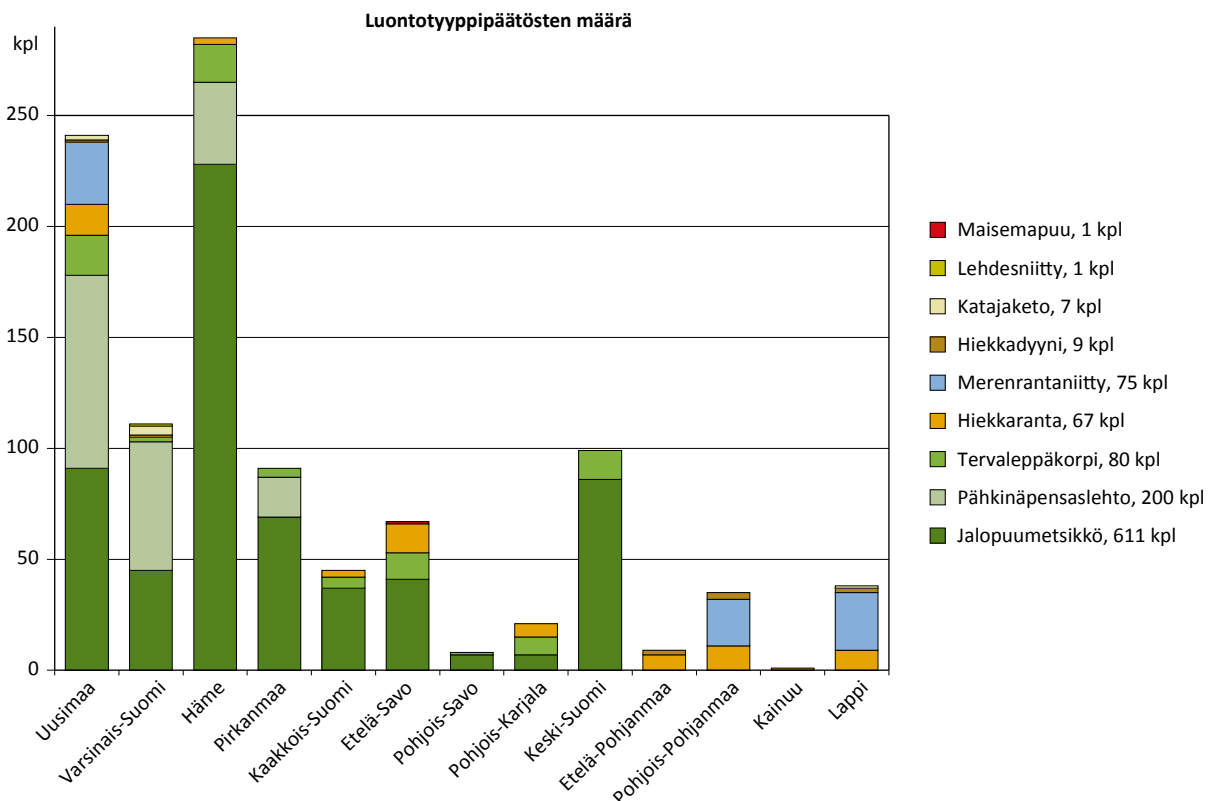
Luonnonsuojelulain 29 §:n luontotyyppien muuttamiskielto ei tule voimaan suoraan lain nojalla, vaan se edellyttää rajauspäätöstä, jossa ELY-keskus määrittelee suojeltuun luontotyyppiin kuuluvan alueen rajat ja antaa päätöksen tiedoksi alueen omistajille ja haltijoille. Muuttamiskielto annetaan julkipanon jälkeen, ja siitä on kuulutettava kunnan ilmoitustaululla. ELY-keskuksen on oltava yhteistyössä alueellisen metsäkeskuksen kanssa jalopuumetsiköiden, pähkinäpensaslehtojen ja tervaleppäkorpien rajauksesta ennen rajauspäätöstä.

Seuraavassa esitettävät tiedot luonnonsuojelulain 29 §:n suojeltujen luontotyyppien rajauspäätöksistä perustuvat Suomen ympäristökeskuksen LuLu-tietokannan huhti–toukokuun 2012 tilanteeseen. ELY-keskukset ovat päivittäneet tietokannan ajan tasalle, joten esitettävät tiedot vastaavat hyvin todellista tilannetta. Poikkeuksen muodostavat Pohjois-Karjala ja Pohjois-Pohjanmaa, joiden

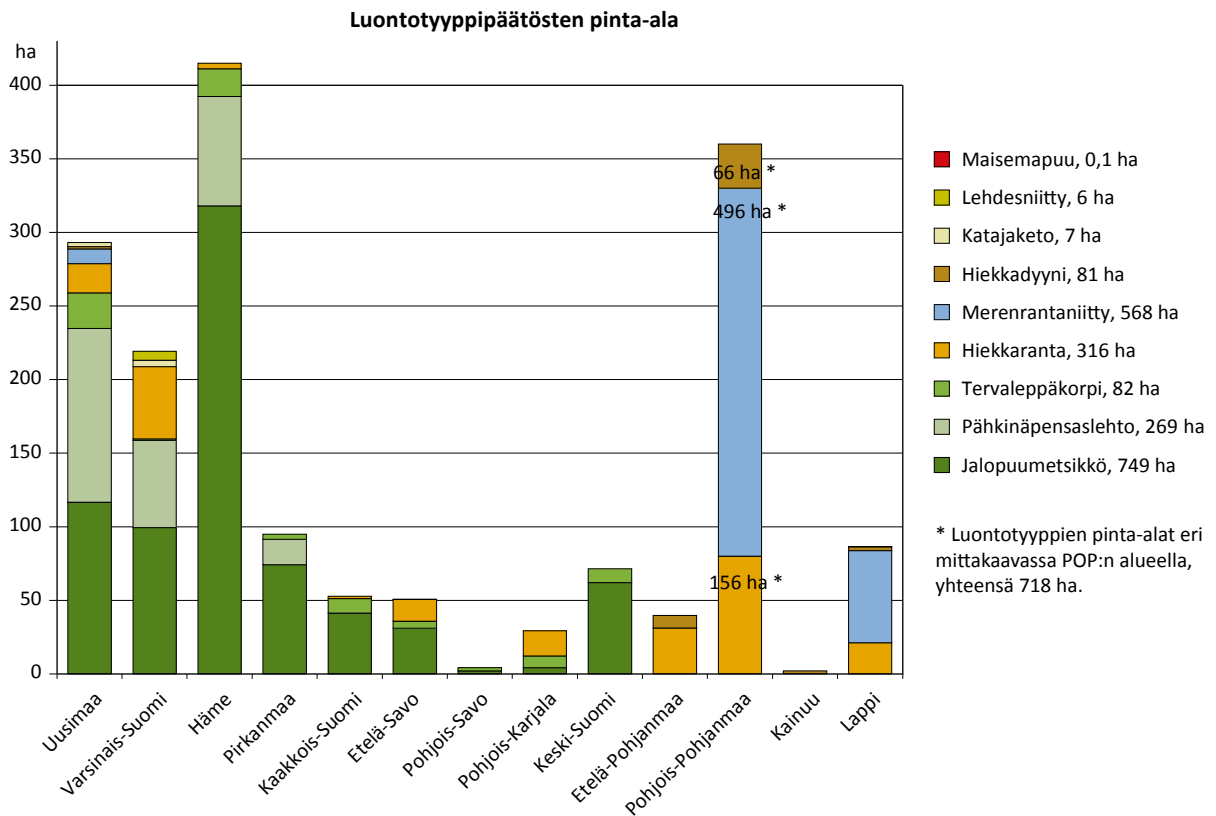
osalta tietokantaa ei ole keväällä 2012 päivitetty. Esitettävät Pohjois-Karjalan tiedot perustuvat vuoden 2009 alun tilanteeseen, mutta tämän jälkeen on tehty vain joitakin rajauspäätöksiä (muutama lehmusmetsikkö). Pohjois-Pohjanmaan tiedot perustuvat noin vuoden 2010 tilanteeseen. Aineistossa on joitakin sellaisia rajauspäätöksiä, joissa yhteen päätökseen sisältyy useampia kuin yksi luonnonsuojelulain 29 §:n luontotyyppi, esimerkiksi sekä hiekkaranta että hiekkadyyni. Nämä päätökset on tilastoissa kirjattu vain yhteen luontotyyppiin, joka on inventointitietojen perusteella tulkittu kohteen pääasialliseksi luontotyyppiksi.

Koko maassa on tehty yhteensä 1 051 kpl luonnonsuojelulain 29 §:n mukaista luontotyyppien rajauspäätöstä, yhteispinta-alaltaan 2 078 hehtaaria (kuvat 4 ja 5, liite 1).

Selvästi eniten päätöksiä on tehty Hämeen (285 kpl) ja Uudenmaan (241 kpl) ELY-keskusten alueella. Seuraavaksi eniten päätöksiä on tehty Varsinais-Suomen (111), Keski-Suomen (99), Pirkanmaan (91) ja Etelä-Savon (67) alueilla. Varsinais-Suomessa rajauspäätösten määrä on jonkin verran muita vähäisempi suhteutettuna kriteerit täyttävien kohteiden määrään. Rajauspäätösten määrä eri alueilla kuvaakin luontotyyppien esiintymisen lisäksi myös luontotyyppi-inventoinnin



Kuva 4. Luonnonsuojelulain 29 §:n mukaisten suojeltujen luontotyyppien rajauspäätösten lukumäärät elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskuksittain.



Kuva 5. Luonnonsuojelulain 29 §:n mukaisten suojeltujen luontotyyppien rajauspäätöskohteiden pinta-alat elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskuksittain.

tilannetta sekä ELY-keskusten käytettävissä olevia henkilöresursseja ja tehtävien priorisointia.

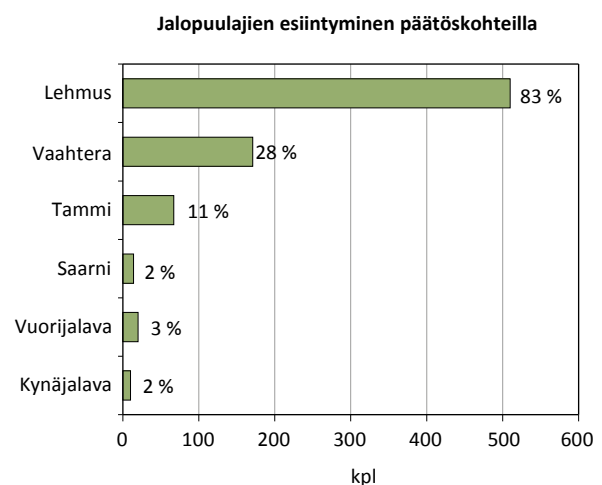
Rajauspäätösten pinta-aloja tarkasteltaessa Pohjois-Pohjanmaa on kärkisijalla runsaalla 700 hehtaarilla, josta valtaosan muodostavat merenrantaniittyjen rajaukset. Perämeren merenrantaniityt ovat luontaisesti laajimpia luonnonsuojelulain 29 §:n luontotyyppien esiintymiä. Seuraavina yhteenlasketuissa pinta-aloissa ovat Häme, Uusimaa, Varsinais-Suomi ja Pirkanmaa, joissa valtaosa pinta-alasta koostuu jalopuumetsiköistä ja pähkinäpensaslehtoista.

Luontotyypeittäin tarkasteltuna rajattujen kohteiden yhteenlaskettu pinta-ala on suurin jalopuumetsiköillä, noin 750 ha. Seuraavaksi eniten on rajattu merenrantaniittyä, lähes 600 ha. Hiekkarantoja ja pähkinäpensaslehtoja on rajattu 200–300 hehtaarin luokkaa ja muita luontotyyppisiä huomattavasti vähemmän.

Jalopuumetsiköiden rajattuja kohteita on koko maassa 611 kpl ja 749 ha. Niitä on selvästi eniten Hämeessä, 228 kpl ja 318 ha. Seuraavaksi eniten rajattuja jalopuumetsiköitä on Uudellamaalla, Varsinais-Suomessa, Keski-Suomessa ja Pirkanmaalla.

Rajattujen jalopuumetsiköiden jalopuista selvästi yleisin on lehmus, kuten myös inventoiduilla, kriteerit täyttävillä kohteilla (kuva 6). Lehmusta

esiintyy yli 80 %:lla, ja seuraavaksi yleisintä jalopuulajia vaahteraa vajaalla 30 %:lla jalopuumetsikökohteista. Rajauskohteista tammea esiintyy runsaalla 10 %:lla ja muita jalopuulajeja selvästi harvemmin.



Kuva 6. Eri jalopuulajien esiintyminen kohteilla, joista on tehty jalopuumetsikön rajauspäätös. Pylvään pituus osoittaa, monellako kohteella puulajia esiintyy. Prosenttiluku kertoo, kuinka suurella osalla kaikista rajatuista jalopuumetsiköistä kutakin puulajia esiintyy. Rajattuja jalopuumetsiköitä on yhteensä 611 kappaletta.

Toiseksi eniten luontotyyppien rajauspäätöksiä on tehty **pähkinäpensaslehtojen** kohteille, 200 kpl ja 269 ha. Päätökset on tehty neljän eteläisimmän ELY-keskuksen alueelle. Eniten rajattuja pähkinäpensaslehtoja on Uudellamaalla, sekä lukumääräisesti (87 kpl, 44 %) että pinta-alallisesti (118 ha, 44 %).

Tervaleppäkorville on tehty rajauspäätöksiä yhteensä 80 kpl ja 82 ha. Lukumääräisesti päätöksiä on kolmanneksi eniten jalopuumetsiköiden ja pähkinäpensaslehtojen jälkeen, mutta merenrantaniityillä ja hiekkarannoilla rajattua pinta-alaa on huomattavasti enemmän. Päätöksiä on tehty yhdeksän eteläisimmän ELY-keskuksen alueella, eniten Uudellamaalla (18 kpl), Hämeessä (17 kpl), Keski-Suomessa (13 kpl) ja Etelä-Savossa (12 kpl).

Hiekkarannoille on tehty rajauspäätöksiä yhteensä 67 kpl ja 316 ha, mikä on jalopuumetsiköiden ja merenrantaniityjen jälkeen kolmanneksi suurin pinta-ala. Hiekkarantoja on rajattu yhdeksän ELY-keskuksen alueella, eniten Uudellamaalla (14 kpl), Etelä-Savossa (13 kpl), Pohjois-Pohjanmaalla (11 kpl) ja Lapissa (9 kpl). Pinta-alaltaan rajauspäätökset kattavat laajimman alueen Pohjois-Pohjanmaalla, 158 ha.

Merenrantaniityjen rajauspäätöksiä on 75 kpl ja 568 ha. Päätösten lukumäärä on samaa suuruusluokkaa Pohjois-Pohjanmaalla (21 kpl), Lapissa (26 kpl) ja Uudellamaalla (28 kpl), mutta pinta-alasta valtaosa (496 ha, 87 %) on Pohjois-Pohjanmaan laajoilla rantaniityillä.

Hiekkadyynien rajauspäätöksiä on 9 kpl ja 81 ha. Päätöskohteita on eniten Pohjois-Pohjanmaalla,

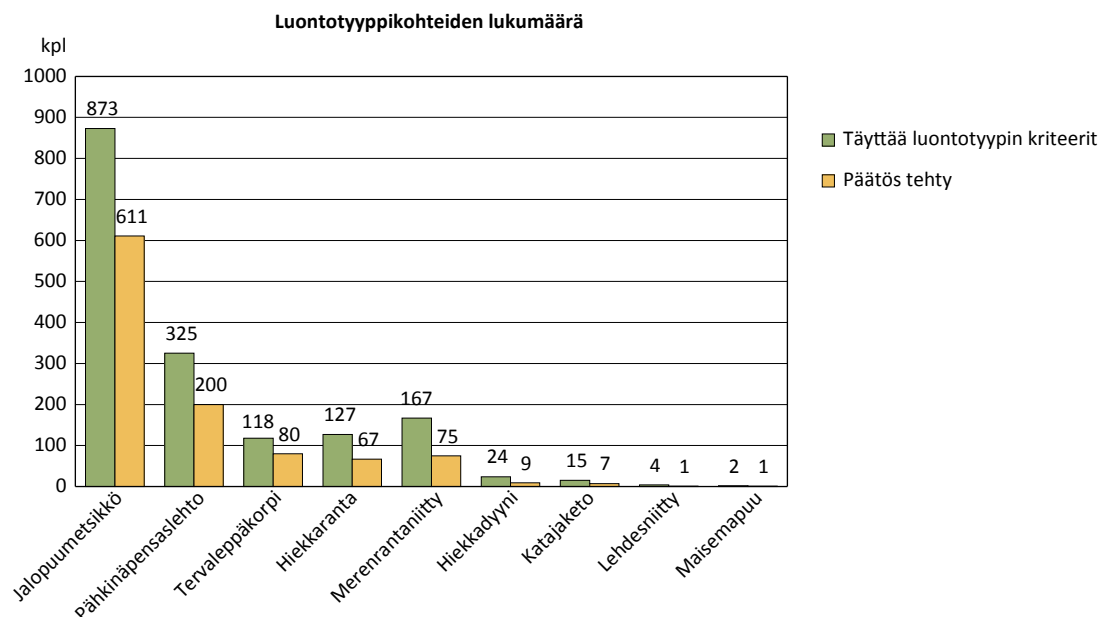
kolme kappaletta, jotka ovat pinta-alaltaan peräti 82 % kaikkien hiekkadyynien päätöskohteiden pinta-alasta. Kainuun ainoa rajattu luontotyyppikohte on parin hehtaarin suuruinen hiekkadyyni.

Katajaketojen rajauspäätöksiä on yhteensä 7 kpl ja 7 ha Varsinais-Suomessa, Uudellamaalla ja Lapissa. **Lehdesniittyjä** ja **maisemapuita** on kumpiakin rajattu vain yksi kohde, edellinen Varsinais-Suomessa (6 ha) ja jälkimmäinen Etelä-Savossa (0,05 ha).

Luonnonsuojelulain 29 §:n mukaisten luontotyyppien rajauspäätösten keskipinta-ala vastaa hyvin kriteerit täyttävien kohteiden keskipinta-alaa (liite 1). Metsäisten luontotyyppien rajauspäätöskohteiden keskimääräiset koot ovat pienimpiä: jalopuumetsiköissä 1,2 ha, pähkinäpensaslehtoisissa 1,3 ha ja tervaleppäkorvissa 1,0 ha. Laajimmat kohteet ovat hiekkadyynejä, joiden keskipinta-ala on 9,0 ha, sekä merenrantaniityjä, 7,8 ha. Hiekkarantojen keskipinta-ala on 4,7 ha. Kaikkien rajattujen kohteiden keskipinta-ala on 2,0 ha.

Kuten edellä on käynyt ilmi, rajauspäätöksiä ei ole tehty kaikille inventoiduille, luonnonsuojelulain 29 §:n luontotyyppien kriteerit täyttävillä kohteilla. Syynä on ollut lähinnä ELY-keskusten henkilövoimavarojen niukkuus ja tarve kohdistaa niitä mm. Natura 2000 -verkoston valmisteluun. Rajauspäätösten määrä myös vaihtelee ELY-keskussittain enemmän kuin luontotyyppien levinneisyyteen liittyvät syyt selittävät.

Kaikista inventoiduista, kriteerit täyttävistä luontotyyppikohteista luontotyyppien rajauspäätös on tehty 64 %:lle kohteiden lukumäärästä ja 70 %:lle



Kuva 7. Luonnonsuojelulain 29 §:n suojeltujen luontotyyppien kriteerit täyttävien kohteiden lukumäärä sekä tehdyt rajauspäätökset luontotyypeittäin koko maassa.

pinta-alasta. Luontotyypeittäin tarkasteltuna pienin ero kriteerit täyttävien kohteiden sekä niiden kohteiden välillä, joista rajauspäätös on tehty, on jalopuumetsiköillä, joilla luontotyyppin rajauspäätös on tehty 70 %:lle kriteerit täyttäneistä kohteista (kuva 7). Seuraavaksi eniten rajauspäätöksiä suhteessa kriteerit täyttävien kohteiden määrään on tehty tervaleppäkorville (68 %) ja pähkinäpensaslehdolle (62 %). Pinta-alan perusteella tarkasteltuna luontotyyppin kriteerit täyttävästä pinta-alasta päätöskohteiksi on rajattu eniten hiekkarantoja (82 %), tervaleppäkorpia (76 %), merenrantaniittyjä (74 %) ja jalopuumetsiköitä (70 %) (kuva 8).

Lehdesniittyjen neljästä luontotyyppin kriteerit täyttävästä kohteesta vain yhdelle on tehty rajauspäätös, ja kahdesta maisemapuukohteesta rajauspäätös on tehty vain toiselle. Runsaampina tavatuista luontotyyppistä vähiten rajauspäätöksiä suhteessa kriteerit täyttävään luontotyyppin määrään ja pinta-alaan on tehty hiekkadyyneille (38 % lukumäärästä ja 42 % pinta-alasta).

2.1.4

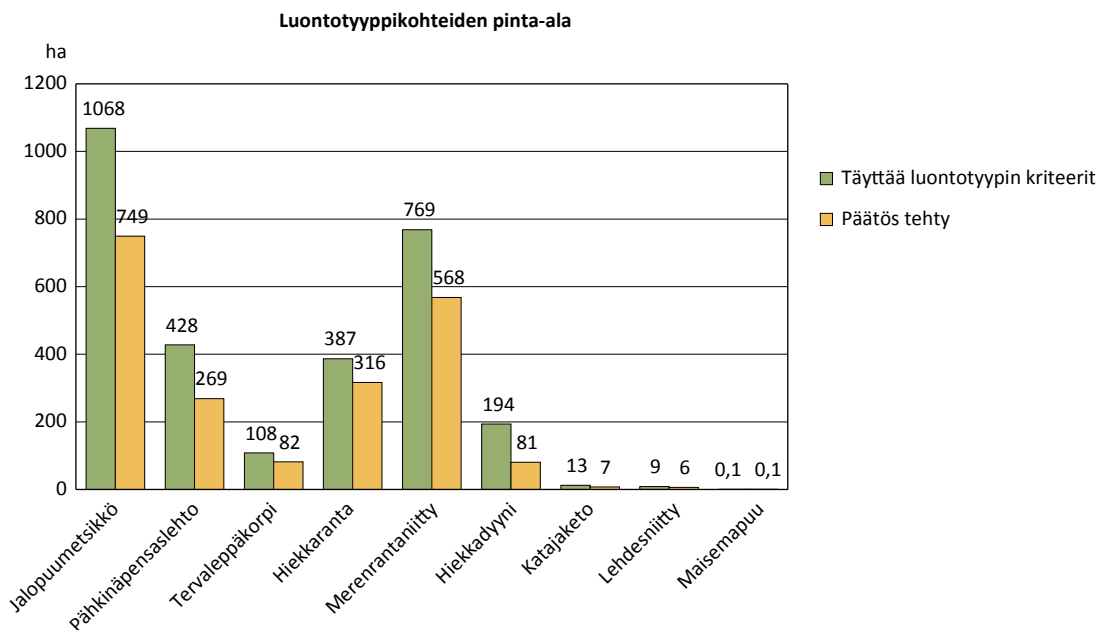
Poikkeusluvut ja korvaukset

Rajauspäätöksen jälkeen luonnonsuojelulain 29 §:n luontotyyppien muuttamiskiellosta on mahdollista hakea poikkeuslupaa ELY-keskukselta. Poikkeus voidaan yksittäistapauksessa myöntää, jos kyseisen luontotyyppin suojelutavoitteet eivät huomattavasti vaarannu tai luontotyyppin suojele estää yleisen edun kannalta erittäin tärkeän hankkeen tai suunnitelman toteuttamisen. Haettujen tai

myönnettyjen poikkeuslupien määrää ei ole tilastoitu, mutta ELY-keskusten luonnonsuojelutehtävissä toimivien mukaan niitä on haettu vain vähän. Usein luontotyyppialueeseen kohdistuvia suunnitelmia pystytään maanomistajan ja ELY-keskuksen kesken muokkaamaan siten, etteivät luontotyyppin suojelutavoitteet vaarannu eikä poikkeuslupaa tarvita.

Korvausten hakeminen luontotyyppin muuttamiskiellosta aiheutuvasta haitasta on monelle maanomistajalle epäselvä prosessi, mikä tulee esiin tarkasteltaessa luontotyyppirajauksista hallinto-oikeuksille tehtyjä valituksia (Koivulehto 2012). Luonnonsuojelulain 53 §:n nojalla haitan korvaaminen on sidottu poikkeuslupan hakemiseen. Valtion korvausvelvollisuus syntyy pääsääntöisesti vasta sen jälkeen, kun kiinteistön omistaja tai muu alueen käyttöoikeuden haltija on hakenut jotakin yksilöityä toimenpidettä varten poikkeuslupaa ja se on hylätty. Jos kuitenkin on ilmeistä, ettei luvan myöntämiselle ole edellytyksiä, toimitus korvauksen määräämiseksi voidaan panna vireille ilman luvan hakemista.

Kiinteistön omistajalla tai erityisen oikeuden haltijalla on oikeus saada valtiolta täysi korvaus, jos luontotyyppin muuttamiskiellosta aiheutu merkityksellistä haittaa eikä lupaa poiketa kiellosta ole myönnetty. Jos merkityksellisen haitan kynnys ei ylity, korvausta ei makseta. Haitan aiheutumisen arvioinnissa tarkastellaan myös sitä, onko poikkeuslupahakemuksessa esitetty hanke toteuttamiskelpoinen, mielekäs tai tarpeellinen. Merkityksellisen haitan kynnystä arvioidaan suh-



Kuva 8. Luonnonsuojelulain 29 §:n suojeltujen luontotyyppien kriteerit täyttävien kohteiden sekä rajauspäätöskohteiden kokonaispinta-alat luontotyypeittäin koko maassa.

teessa saman omistajan samalla alueella olevien kiinteistöjen arvoon. Suvantola ja Similä (2011) ovat käsitelleet haitan ja sen merkityksellisyyden arviointia laajasti.

Korvauksen määrästä pyritään ensisijaisesti sopimaan ELY-keskuksen ja korvaukseen oikeutetun välillä. Luonnonsuojelulain 29 §:n mukaisesta luontotyyppin muuttamiskiellosta sovitut yksittäiset korvaussummat ovat vaihdelleet noin 4 000 ja 29 000 euron välillä vuosina 1998–2011 (Veikko Miettinen, ympäristöministeriö, kirj. tiedonanto 23.5.2012). Korvauksia on tällä aikavälillä sovittu 16 tapauksessa, yhteensä vajaat 213 000 €. Suurimmat korvausten kokonaismäärät ovat olleet Pirkanmaan, Keski-Suomen ja Uudenmaan ELY-keskusten alueilla. Suurimpia korvauksia on maksettu metsäisten luontotyyppien muuttamiskielloista.

Jos korvauksesta ei pystytä sopimaan maanomistajan ja ELY-keskuksen kesken, maanmittaustoimistolta voidaan hakea korvaustoimitusta haitan merkityksellisyyden arvioimiseksi ja korvausten määrittämiseksi lunastuslain mukaisesti. Ympäristöministeriön kokoamien tietojen mukaan korvaustoimituksia on ollut vireillä vain neljässä tapauksessa, ja kahdessa näistä korvaus on määrätty. Toisessa tapauksessa korvaus oli suuri, hieman yli miljoona euroa, kun rakennuspaikkoja korvattiin Uudellamaalla jalopuumetsikön rajauspäätöksen vuoksi.

2.1.5

Valitukset rajauspäätöksistä

ELY-keskuksen tekemästä luontotyyppin rajauspäätöksestä voi valittaa hallinto-oikeuteen. Toimivaltainen hallinto-oikeus määräytyy sen mukaan, missä pääosa kyseisestä luontotyyppikohteesta sijaitsee. Valitusoikeus on niillä, joiden oikeutta tai etua asia saattaa koskea. Hallinto-oikeuden (HAO) päätöksestä voi valittaa edelleen korkeimpaan hallinto-oikeuteen (KHO).

Tätä selvitystä varten koottiin yhteen tiedot luonnonsuojelulain 29 §:n luontotyyppien rajauspäätöksistä tehdyistä valituksista ja niiden ratkaisuista hallinto-oikeuksissa ja KHO:ssa vuosina 1999–2011 (Koivulehto 2012). Aineisto kerättiin neljästä lähteestä: säädöstietopankki Finlexistä, oikeus.fi-sivustolta, ympäristöhallinnon asiakirjojen hallintajärjestelmä AHJOsta sekä lähettämällä asiakirjapyyntöjä hallinto-oikeuksille.

Valitusten määrä

Luontotyyppien rajauspäätöksiä koskevia oikeustapauksia oli yhteensä 63. Seitsemää näistä tapauksista käsiteltiin myös korkeimmassa hallinto-oikeudessa. Yksi valitus oli käsitelty ennen vuotta 2001 silloisessa läänioikeudessa, joiden tilalle hallinto-oikeudet perustettiin. Luontotyyppien rajausta koskevia valituksia on käsitelty eniten vuosina 2004–2005 (taulukko 1), mikä selittyy sillä, että rajauspäätöksiä on tehty runsaimmin vuosina 2002–2005.

Yksityiset kansalaiset oli selvästi yleisin luontotyyppirajauksesta hallinto-oikeuteen valittanut taho (taulukko 2). Tilanne on toinen valituksissa KHO:een, jonne yritykset ja erilaiset yhteisöt näyttävät valittaneen suhteellisesti useammin kuin yksityiset.

Valitukset luontotyypeittäin ja alueittain

Valitukset kohdistuivat useimmin jalopuumetsiköihin, joita on eniten myös tehdyissä rajauspäätöksissä (taulukko 3). Kahdessa tapauksessa (Kuopion hallinto-oikeus 2004 ja Kouvolan hallinto-oikeus 2004) hallinto-oikeuden päätöksessä valituksen kohteena olevaa luontotyyppiä ei oikeuden ratkaisussa määritelty, joten nämä tapaukset puuttuvat taulukosta 3. Molemmista tapauksista kyseessä oli kuitenkin metsäinen luontotyyppi, minkä pystyi päättelemään ratkaisujen sisällöstä.

Taulukko 1. Luonnonsuojelulain 29 §:n luontotyyppien rajauspäätöksistä tehtyjen valitusten vuosittaiset käsittelymäärät hallinto-oikeuksissa (HAO) ja korkeimmassa hallinto-oikeudessa (KHO) (Koivulehto 2012).

Vuosi	Ennen 2001	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	Yht.
HAO	1	1	3	3	13	12	7	5	7	7	3	1	63
KHO	-	1	-	1	-	2	-	2	1	-	-	-	7

Taulukko 2. Luonnonsuojelulain 29 §:n luontotyyppien rajauspäätöksistä hallinto-oikeuksiin (HAO) ja korkeimpaan hallinto-oikeuteen (KHO) tehtyjen valitusten lukumäärä valittajaryhmittäin (Koivulehto 2012).

Valittaja	Yritys	Kunta	Srk	As. oy	Jakokunta	Yksityiset	Osakaskunta	Säätiö	Ls-järjestö
HAO	2	5	2	1	7	49	1	1	2
KHO	2	1	1	1	-	3	-	-	-

Taulukko 3. Luonnonsuojelulain 29 §:n luontotyyppien rajauspäätöksistä tehtyjen valitusten lukumäärä luontotyypeittäin (Koivulehto 2012) ja kullekin luontotyypille laskettu valitusprosentti (valitukset HAO:een jaettuna rajauspäätösten määrällä). Vaikka aineisto koostuu yhteensä 63 eri tapauksesta, luontotyypeittäin eriteltynä tapauksia on 68. Tämä johtuu siitä, että samassa valituksessa on joskus mukana useita luontotyyppiä (esimerkiksi merenrantaniitty, hiekkaranta ja hiekkadyyni tai pähkinäpensaslehto ja jalopuumetsikkö). Keskimääräisen valitusprosentin* laskennassa on valitusten määränä käytetty 63:a.

Luontotyyppi	Valitukset HAO	Valitukset KHO	Rajauspäätökset	Valitus-%
Jalopuumetsikkö	33	4	611	5,4
Pähkinäpensaslehto	12	2	200	6,0
Tervaleppäkorpi	1	-	80	1,3
Hiekkaranta/dyyni	14	1	76	18,4
Merenrantaniitty	6	1	75	8,0
Katajaketo	2	-	7	28,6
Lehdesniitty	-	-	1	0
Maisemapuu	-	-	1	0
Yhteensä	68	8	1 051	6,0*

Vuosina 1997–2011 on tehty yhteensä 1 051 luontotyyppien rajauspäätöstä, ja valituksia on kohdistunut kuuteen prosenttiin päätöksistä. Katajakedoilla valituksia on ollut suhteellisesti eniten, mutta katajaketojen rajauspäätöksiä on niin vähän, että kyse voi olla sattumasta. Keskimääräistä korkeampi valitusprosentti on ollut myös hiekkarannoilla ja -dyyneillä. Merenrantaniityillä, pähkinäpensaslehdolla ja jalopuumetsikoilla valitusprosentti on samaa suuruusluokkaa keskimääräisen valitusprosentin kanssa. Tervaleppäkorpien rajauspäätöksistä on tehty valituksia keskimääräistä vähemmän.

ELY-keskuksittain tarkasteltuna valitusten jakautuminen noudattelee tehtyjen rajauspäätösten määrää. Valituksia hallinto-oikeuteen on tehty eniten Hämeen alueella, jossa on myös lukumääräisesti eniten luontotyyppien rajauspäätöksiä. Seuraavaksi eniten valituksia on tehty Uudellamaalla ja Lounais-Suomessa, jotka ovat myös rajauspäätösten määrässä toisella ja kolmannella sijalla.

Valitusten ratkaisut

Suurin osa luontotyyppirajauksista tehdyistä valituksista on hallinto-oikeudessa hylätty tai jätetty tutkimatta (taulukko 4). Hallinto-oikeuksissa 84 % rajauspäätöksistä pysyi ennallaan. Korkeimmassa

Taulukko 4. Hallinto-oikeuksien (HAO) ja korkeimman hallinto-oikeuden (KHO) ratkaisut luonnonsuojelulain 29 §:n luontotyyppirajauksien valituksista 1999–2011 (Koivulehto 2012).

Ratkaisu	Valitus hylätty / jätetty tutkimatta	Palautus / rajaumuutos	Valitus hyväksytty
HAO	53	8	2
KHO	5	1	1

hallinto-oikeudessa tiedossa olevista päätöksistä 71 % pysyi ennallaan. Kahdesta valituksesta ei ollut saatavissa tietoa korkeimman hallinto-oikeuden ratkaisusta.

Valitusten syyt

Koivulehto (2012) on käynyt läpi luontotyyppirajauksia koskeneet oikeustapaukset sekä hallinto-oikeuksiin että korkeimpaan hallinto-oikeuteen esitettyjen vaatimusten osalta. Valitusten syitä on koottu taulukkoon 5. Yleisimpiä valitusperusteita olivat erimielisyys alueen luonnontilaisuudesta tai lain tai asetuksen kriteerien täyttymisestä, luontotyyppirajauksesta aiheutuvat alueen käytön rajoitukset sekä alueella oleva kaava. Monissa tapauksissa samassa valituksessa oli mainittu useita syitä.

Kiinteistön arvon lasku, taloudelliset ja sosiaaliset seikat tai vaatimus selvittää käyttörajoituksia rajauksen jälkeen eivät ole tuottaneet valittajan toivomaa tulosta hallinto-oikeuksissa tai korkeimmassa hallinto-oikeudessa. Hallinto-oikeudet ovat ratkaisuissaan korostaneet, että valituksenalainen päätös on voinut perustua vain alueen luontoarvoja koskeviin seikkoihin, eikä esimerkiksi alueella voimassa olevaa kaavaa ole voitu ottaa huomioon rajauspäätöstä tehtäessä. Sen sijaan alueelle ennen rajauspäätöstä myönnetty rakennuslupa on johtanut rajauspäätöksen palauttamiseen alueelliselle ympäristökeskukselle uudelleen käsiteltäväksi, koska päätöksestä ei käynyt ilmi, mikä merkitys jo myönnettyillä rakennusluvilla on tai oliko alueellinen ympäristökeskus ylipäättään ollut tietoinen myönnettyistä luvista. Valittajan kannalta menestyksekkäimmät valitukset ovat kohdistuneet luonnonsuojelulain ja -asetuksen rajauksedellytysten täyttymiseen. (Koivulehto 2012)

Taulukko 5. Valituksissa esitettyjä perusteluja luonnonsuojelulain 29 §:n luontotyyppirajauksien supistamiseksi tai kumoamiseksi (Koivulehto 2012).

Valitusten syyt	Tapauksia	Luontotyypit
Rajattu alue tai sen osa ei ole luonnontilainen (kulttuurivaikutus).	26	jalopuumetsikkö (10 kpl) hiekkaranta/dyyni (9) pähkinäpensaslehto (4) merenrantaniitty (3)
Alue tai sen osa ei täytä luonnonsuojeluasetuksen/lain kriteereitä tai alueellisen ympäristökeskuksen asiantuntemus ja inventointi on kyseenalaistettu.	21	jalopuumetsikkö (9) hiekkaranta/dyyni (8) pähkinäpensaslehto (2) merenrantaniitty (1) katajaketo (1)
Rajauspäättös rajoittaa alueen nykyistä tai tulevaa käyttöä (rakennukset, huolto- ja korjaustyöt, tiet, muut rakenteet, metsätalous, virkistys- ja asuinkäyttö).	21	jalopuumetsikkö (10) hiekkaranta/dyyni (4) merenrantaniitty (3) pähkinäpensaslehto (3) tervaleppäkorpi (1)
Alueella on kaava, jossa alueen käyttötarkoitus on määritelty.	20	jalopuumetsikkö (7) hiekkaranta/dyyni (5) pähkinäpensaslehto (5) merenrantaniitty (3)
Rajaus on virheellinen, ja toisenlainen rajaus mahdollistaisi paremmin alueen hyöty- tai virkistyskäytön.	15	jalopuumetsikkö (8) hiekkaranta/dyyni (5) pähkinäpensaslehto (2)
Alueen käytöstä, myynnistä tai jakamisesta on tehty alustavia sopimuksia tai suunnitelmia, joiden toteuttamismahdollisuuksista on epätietoisuutta tai alueella on aloitettu toimenpiteitä (esim. tien rakentaminen).	15	jalopuumetsikkö (10) pähkinäpensaslehto (2) merenrantaniitty (1) hiekkaranta (2)
Alue ei tarvitsisi luontotyyppisuojelua, vaan se voidaan turvata muutoinkin.	15	jalopuumetsikkö (6) hiekkaranta/dyyni (6) pähkinäpensaslehto (3)
Rajaus on virheellinen, ja toisenlainen rajaus olisi luonnontieteellisesti perustellumpi.	13	jalopuumetsikkö (5) hiekkaranta/dyyni (5) pähkinäpensaslehto (2) katajaketo (1)
Valittaja haluaa oikeusasteen ottavan kantaa rajatulla alueella sallittaviin toimenpiteisiin tai niihin toimenpiteisiin, joita viranomaisten tulisi valittajan mielestä tehdä (esim. alueen merkitseminen, rakennuspaikkojen siirto).	12	jalopuumetsikkö (7) hiekkaranta/dyyni (3) merenrantaniitty (1) pähkinäpensaslehto (1)
Omaisuuksien arvo laskee rajauksen vuoksi / taloudellisten vaikutusten suuruus.	11	jalopuumetsikkö (4) pähkinäpensaslehto (3) tervaleppäkorpi (1) hiekkaranta/dyyni (3)
Luontotyyppi ei ole luontaisesti syntynyt.	9	jalopuumetsikkö (7) hiekkaranta/dyyni (1) pähkinäpensaslehto (1)
Kiinteistöillä on rakennusoikeutta.	8	jalopuumetsikkö (4) hiekkaranta/dyyni (2) pähkinäpensaslehto (2)
Maanomistajalle ei ole maksettu korvauksia suojelusta ja sen haitoista.	8	jalopuumetsikkö (6) pähkinäpensaslehto (2)
Lähistöllä tai saman omistajan mailla on jo muita suojelualueita tai rajattua aluetta edustavampia suojelemattomia kohteita.	8	jalopuumetsikkö (4) pähkinäpensaslehto (2) merenrantaniitty (1) hiekkaranta/dyyni (1)
Rajaus kohdistuu liian suureen osaan valittajan kiinteistöä suhteessa kiinteistön pinta-alaan tai laatuun tai naapurusten tasavertaiseen kohteluun.	8	jalopuumetsikkö (5) pähkinäpensaslehto (3)
Alueella on käyty ilman maanomistajan läsnäoloa.	8	jalopuumetsikkö (5) pähkinäpensaslehto (1) hiekkaranta/dyyni (1) merenrantaniitty (1)

Asianosaisia ei ole kuultu lainsäädännön vaatimalla tavalla.	7	jalopuumetsikkö (3) hiekkaranta/dyyni (2) tervaleppäkorpi (1) pähkinäpensaslehto (1)
Luontotyyppin luontoarvot ovat hävinneet alueella tehtyjen toimenpiteiden vuoksi.	6	jalopuumetsikkö (6)
Luontotyyppi on paikallisesti yleinen eikä harvinainen tai luontotyyppi ei ole edustava.	2	jalopuumetsikkö (1) pähkinäpensaslehto (1)
Alue on osa arvokasta maisema-alueita tai alueella on historiallisesti arvokas kohde, ja aluetta tulee voida hoitaa kuten ennenkin maisema- ja kulttuuriarvot huomioiden.	2	pähkinäpensaslehto (1) hiekkaranta/dyyni (1)
Päätöksen yhteydessä ei ole esitetty luetteloa toimista, joita alueella saa tehdä jatkossa.	2	pähkinäpensaslehto (1) jalopuumetsikkö (1)
Omistaja on ehdottanut mailtaan muuta suojeltavaa aluetta tai hyväksyy osan rajauksesta.	2	pähkinäpensaslehto (2)
Valittaja vaatii rajauksen voimaantulon muuttamista alueella tehtävän toimenpiteen vuoksi tai rajauksen määräaikaaisuutta.	2	merenrantaniitty (1) jalopuumetsikkö (1)
Omistaja on tehnyt alueen ostopäätöksen tietämättä suunnitteilla olevasta suojelusta.	1	pähkinäpensaslehto (1)
Luontotyyppin suojeluun on haettu lakkautusta viranomaiselta, mutta viranomainen ei ole lakkauttanut suojelua.	1	jalopuumetsikkö (1)
Luontotyyppirajaus on Etelä-Suomen metsien monimuotoisuusohjelma METSON vapaaehtoisuusperiaatteen vastainen.	1	jalopuumetsikkö (1)

Kansalaisille epäselvät lainkohdat

Koivulehdon (2012) selvityksestä käy ilmi, että useat viranomaisten toimintaa ja luonnonsuojelulain 29 §:n mukaista luontotyyppisuojelelun koskevat säännökset ovat epäselviä kansalaisille. Tämän vuoksi hallinto-oikeuksiin on päätynyt valituksia, joiden perusteena olevat asiat olisi voitu selvittää myös muulla tavoin.

Useissa valituksissa oli kiinnitetty huomiota siihen, että maanomistajan maalla oli toimitettu katselmus ilman hänen läsnäoloaan. Alueellisen ympäristökeskuksen (nykyisin ELY-keskuksen) tekemät inventoinnit oli tulkittu hallintolain mukaisiksi katselmuksiksi, joissa asianosaiselle on varattava tilaisuus olla läsnä ja esittää mielipiteensä. Inventoinnin ja katselmuksen ero oli siis valittajille epäselvä. Tällaisessa tapauksessa hallinto-oikeus oli todennut, ettei pelkän inventoinnin tekeminen edellytä tiedottamista, toisin kuin rajuuspäätös, josta alueellinen ympäristökeskus oli varannut tilaisuuden asianosaisille tulla kuulluiksi.

Valitusten perusteella epäselvää näyttää olevan myös korvausten hakemisen ajankohta ja se, mikä

taho voi määrätä korvauksia luontotyyppirajauksista. Valittajat eivät tieneet, ettei korvauksia määrätä rajuuspäätöksen teon yhteydessä, vaan korvausta haetaan jälkepäin luonnonsuojelulain 53 §:n mukaisessa järjestyksessä. Korvauksen saaminen edellyttää, että on haettu lupaa poiketa luontotyyppin muuttamiskiellosta eikä lupaa ole myönnetty.

Alueelliset ympäristökeskukset ovat rajuuspäätösten yhteydessä usein antaneet maanomistajille lisäinformaatiota luettelemalla toimenpiteitä, jotka saattavat muuttaa luontotyyppin ominaispiirteitä. Valittajat tulkitsivat toimenpideluettelot usein laillisesti sitovaksi listaksi, johon haettiin muutosta hallinto-oikeudelta. Hallinto-oikeudet ovat päätöksissään todenneet, että alueellisen ympäristökeskuksen antama luettelo toimenpiteistä ei ole lopullinen kielto tehdä alueella kyseisiä toimenpiteitä, ja että toimenpiteisiin voidaan hakea poikkeuslupaa ympäristökeskukselta.

Metsälain erityisen tärkeät elinympäristöt (MetsäL 10 §)

Elinympäristöjen määritelmät

Metsälain uudistuksessa vuonna 1996 lakiin lisättiin metsäluonnon erityisen tärkeitä elinympäristöjä koskeva sääntelyjärjestelmä lukuun 3. Lain 10 §:ssä luetellaan seitsemän elinympäristöryhmää, joita koskevat hoito- ja käyttötoimenpiteet tulee tehdä elinympäristöjen ominaispiirteet säilyttävällä tavalla (tietolaatikko 2). Edellytyksenä on, että kyseiset elinympäristöt ovat luonnontilaisia tai luonnontilaisen kaltaisia sekä ympäristöstään selvästi erottuvia.

Valtioneuvoston asetuksella metsien kestävästä hoidosta ja käytöstä (1234/2010) määritellään tar-

kemmin, mitä hoito- käyttötoimenpiteitä voidaan yleensä pitää elinympäristöjen ominaispiirteet säilyttävinä ja mitä ei. Ominaispiirteitä säilyttäviä hoito- ja käyttötoimenpiteitä ovat asetuksen 19 §:n mukaan yleensä varovaiset hakkuut, yksittäisten puiden kaataminen, yksittäisten kuokkalaikkujen teko, puiden istuttaminen, siementen kylväminen, puutavaran kuljetus maanpinnan ollessa jäässä tai lumen peittämänä sekä muut toimenpiteet, jotka eivät vahingoita elinympäristön ominaispiirteitä. Ominaispiirteitä säilyttäviä hoito- ja käyttötoimenpiteitä eivät sen sijaan ole uudistushakkuu, kasvupaikalle ominaista kasvillisuutta selvästi vahingoittava maanpinnan käsittely, ojitus, metsätien tekeminen, purojen ja norojen perkaus, kemiallisten torjunta-aineiden käyttö, sellaisten puiden viljely, jotka eivät kuulu Suomen luontaiseen lajistoon, eivätkä muut metsätalouden toimenpiteet, jotka olennaisesti muuttavat puuston varjostus- ja suojavaikutusta.

Tietolaatikko 2. Metsälain 10 §:n erityisen tärkeät elinympäristöt. Kunkin elinympäristön yhteydessä on täsmennyksiä sen määritelmään (Valtioneuvoston asetus metsien kestävästä hoidosta ja käytöstä; 1234/2010).

1) Lähteiden, purojen ja pysyvän vedenjuoksu-uoman muodostavien norojen sekä pienten lampien välittömät lähiympäristöt (jäljempänä lähteet; purot ja norot; pienet lammet)

Välittömillä lähiympäristöillä tarkoitetaan vyöhykkeitä, joiden puusto ja pensaskerros sekä pysyvän veden läheisyys luovat ympäristöstä poikkeavat kasvuolot ja pienilmaston.

2) Ruoho- ja heinäkorvet, saniaiskorvet sekä lehtokorvet ja Lapin läänin eteläpuolella sijaitsevat letot (jäljempänä rehevät korvet; letot)

Reheviä korpia, joissa on pitkäaikaisen häiriöttömän kehityksen tuloksena syntyntä vaateliasta ja rehevää kasvillisuutta. (Lettoja ei ole asetuksella tarkennettu.)

3) Rehevät lehtolaikut

Lehtolaikkuja, jotka erottuvat selvästi ympäristöstään vaateliaan kasvillisuutensa vuoksi.

4) Pienet kangasmetsäsaarekkeet ojittamattomilla soilla (jäljempänä kangasmetsäsaarekkeet)

Tarkoittaa myös soita, joihin on kaivettu ojia, mutta ojat ovat yksittäisiä eivätkä ne ole kuivattaneet suota.

5) Rotkot ja kurut

Kallioperään tai kivennäismaahan uurtuneita, jyrkkärinteisiä, yleensä vähintään kymmenen metriä syviä rotkoja ja kuruja, jos niille on luonteenomaista muusta ympäristöstä poikkeava kasvillisuus.

6) Jyrkänteet ja niiden välittömät alusmetsät (jäljempänä jyrkänteet alusmetsineen)

Yleensä vähintään kymmenen metriä korkeita kalliojyrkänteitä ja niiden varjostamia välittömiä alusmetsiä, jos niissä rapautumistuotteiden seurauksena on muusta metsäympäristöstä poikkeavaa vaateliasta kasvillisuutta.

7) Karukkokankaita puuntuotannollisesti vähätuottoisemmat hietikot, kalliot, kivikot, louhikot, vähäpuustoiset suot ja rantaluhdat (jäljempänä hietikot; kalliot, kivikot, louhikot; vähäpuustoiset suot; rantaluhdat)

Ominaispiirteitä ovat erityiset kosteusolot, ravinnetilanne sekä luonnontilaisen kaltaisena säilynyt puusto vanhoine ylispuineen tai kelopuineen ja lahopuineen.

Asetuksessa myös määritellään käsite luonnontilainen tai luonnontilaisen kaltainen. Elinympäristö on luonnontilainen tai luonnontilaisen kaltainen, jos sen biologisen monimuotoisuuden kannalta olennaiset ominaispiirteet ovat säilyneet aikaisemmasta ihmisen toiminnasta huolimatta tai elinympäristön käsittelyssä on noudatettu asetuksen 19 §:ä, jossa luetellaan edellä mainitut hoito- ja käyttötoimenpiteet. Esimerkiksi pienvesien lähiympäristöjä voidaan asetuksen mukaan pitää luonnontilaisen kaltaisina siitä huolimatta, että ihmisen toiminnan vaikutuksesta pienveden veden laatu on huonontunut tai virtaussuhteet ovat muuttuneet.

Hallituksen esityksessä metsälain (HE 63/1996) on lisäksi kuvattu tarkemmin metsälain 10 §:n elinympäristöjen ominaispiirteitä sekä niiden turvaamisen perusteita. Hallituksen esityksessä mainitaan myös mahdollisuus elinympäristöjen turvaamisvelvoitteen alueelliseen soveltamiseen ottaen huomioon kyseisten elinympäristöjen turvaamisen tarve maan eri osissa. Esimerkkinä alueellisesta soveltamisesta mainitaan karukkokankaita puuntuotannollisesti vähätuottoisemmat alueet, joilla sovellettaisiin maan pohjoispuoliskossa tarkoituksenmukaisuusharkintaa siten, että ominaispiirteiden säilyttämisvelvollisuus koskisi luonnon monimuotoisuuden säilyttämisen kannalta olennaisen tärkeitä alueita, jotka tulisi määritellä erikseen. Vastaavasti rehevistä lehtolaikuista todetaan, että lehtokeskusten alueella tähän kuuluisivat selvästi tavanomaisesta metsäluonnosta erottuvat lehtolaikut.

Erityisen tärkeiden elinympäristöjen tulkinnasta ja metsälain 10 §:n käytännön soveltamisesta on tuotettu valtakunnallisia ohjeita (Meriluoto ja Soinen 1998; Meriluoto ym. 2004; Tulkintasuosituksia metsälain 10 §:n...2009; Saaristo ym. 2009) ja elinympäristöjä on kartoitettu METE-kartoituksessa (Soinen 2000; Yrjönen 2004). Elinympäristöjen tulkinnasta ja rajaamisesta METE-kartoituksen yhteydessä on annettu myös alueellisen soveltamisen ohjeita ja tehty tulkintoja, jotka ovat osin poikenneet toisistaan eri metsäkeskuksissa (Silver 1997; Ruokanen 2008).

2.2.2

Elinympäristöjen kartoitus

2.2.2.1

METE-kartoitus

Metsälain 10 §:n elinympäristöjen kartoitus toteutettiin vuosina 1998–2004 metsäkeskuksissa Metsätalouden kehittämiskeskus Tapion koordinoimana (Yrjönen 2004). Yksityismetsien koko pinta-alasta, noin 15,5 miljoonasta hehtaarista, kar-

toitettiin 10 miljoonaa hehtaaria erilliskartoituksena eli METE-kartoituksena ja noin 5 miljoonaa hehtaaria metsäsuunnittelun yhteydessä. Tämän jälkeen maastotyötä jatkettiin vielä Lapin ja Pohjois-Pohjanmaan metsäkeskuksen alueella vuosina 2004–2005. Kartoituksissa löytyi yksityismetsistä yhteensä 75 000 ha metsälain erityisen tärkeitä elinympäristöjä, mikä on noin 0,5 % yksityismetsien pinta-alasta. Kohteiden pinta-ala oli keskimäärin 0,67 ha. (Yrjönen 2006)

Uusia METE-kohteita löytyy edelleen metsäsuunnittelun yhteydessä. Vuosina 2006–2011 yksityismetsien METE-kohteiden yhteispinta-ala on kasvanut vuosittain 3–8 %. Vuoden 2011 lopulla metsälain erityisen tärkeitä elinympäristöjä oli yksityismetsissä yhteensä 105 020 ha, joka on 0,7 % yksityismetsien metsätalousmaan kokonaispinta-alasta (Tapion vuositilastot 2011). Kuvassa 9 esitetään pinta-alan jakautuminen metsäkeskussittain ja elinympäristöittäin. 40 % elinympäristökohteista on vähäpuustoisia soita ja 26 % purojen ja norojen lähiympäristöjä. Vähiten on hietikoita, vain 0,0005 %.

Myös metsäyhtiöt ja Metsähallitus ovat kartoittaneet metsälain 10 §:n elinympäristöjä omistamillaan tai hallinnoimillaan metsätalousalueilla. Metsäteollisuusyritysten metsissä niitä oli vuoden 2010 lopussa 12 000 ha (Torvelainen ja Ylitalo 2011). Metsähallituksen paikkatietojärjestelmän mukaan metsätalouskäytössä olevien maiden pinta-alasta metsälain 10 §:n elinympäristöjä on noin 43 600 ha (taulukko 6). Tämä on jossain määrin epävarma arvio metsälain 10 §:n mukaisten kohteiden määrästä. Metsähallitus jättää metsätalouskäytön ulkopuolelle ympäristöoppaansa periaatteiden mukaan muitakin samantyyppisiä luontokohteita, jotka eivät kokonsa tai muiden ominaisuuksiensa perusteella täytä metsälain arvokkaiden elinympäristöjen määritelmiä (Päivinen ym. 2011). Alue-ekologisessa suunnittelussa ja muissa luontoinventoinneissa määritellyistä luontokohteista ei aina ole tarkoin eritelty metsälain 10 §:n kriteerien täyttäviä kohteita. Metsälain 10 §:n mukaiset kohteet tarkistetaan viimeistään leimikkosuunnittelun yhteydessä (Erkki Hallman, Metsähallitus, kirj. tiedonanto 1.8.2012). Metsähallituksen talousmetsissä on metsälain 10 §:n elinympäristöistä eniten puronvarsimetsiä, noin 28 500 ha. Tästä määrästä merkittävä osa on puronvarsikorpiä, jotka olisivat luokiteltavissa myös reheviksi soiksi (Erkki Hallman, Metsähallitus, kirj. tiedonanto 22.3.2012).

Metsälain erityisen tärkeät elinympäristöt ovat osa luontokohteita, joiden säilymistä yksityismetsien ja metsäteollisuuden metsien uudistushakkuualoilla arvioidaan vuosittain osana talousmetsien luonnonhoidon laadunarviointia (luontola-

tu) (Tapio 2012; Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio ja Suomen metsäkeskus 2012). Seurannan päätavoitteena on selvittää, kuinka hyvin metsäluonnon monimuotoisuuden ylläpitämiseksi laadittuja säädöksiä, kriteerejä ja suosituksia noudatetaan käytännön metsätaloudessa. Arvioitavat luontokohteet ovat metsälain erityisen tärkeitä elinympäristöjen lisäksi luonnonsuojelulain suojeltuja luontotyyppisiä, PEFC-sertifioinnin tai muita arvokkaita elinympäristöjä.

Seurannan mukaan luontokohteet olivat vuonna 2010 säilyneet hyvin. Tarkastettujen kohteiden (563 kpl) kokonaispinta-alasta (yhteensä 158 ha) 89 % oli säilynyt hakkuissa täysin ennallaan ja 6 % lähes ennallaan (Tapio 2012). Tarkastetuista kohteista 275 oli metsälain 10 §:n elinympäristöjä kattaen yhteensä 91,5 ha.

Vaikka seurannan mukaan vuonna 2010 kohteet olivat säilyneet paremmin kuin kolmena edellisenä vuonna (Tapio 2012, luontokohteiden säilyminen, aikasarja), kehitettävää on edelleen. Tapion (2012) mukaan tunnistamiseen ja rajaukseen liittyvää koulutusta ja neuvontaa tulee edelleen jatkaa ja ominaispiirteiden säilyttämisessä hakkuissa on edelleen parannettavaa.

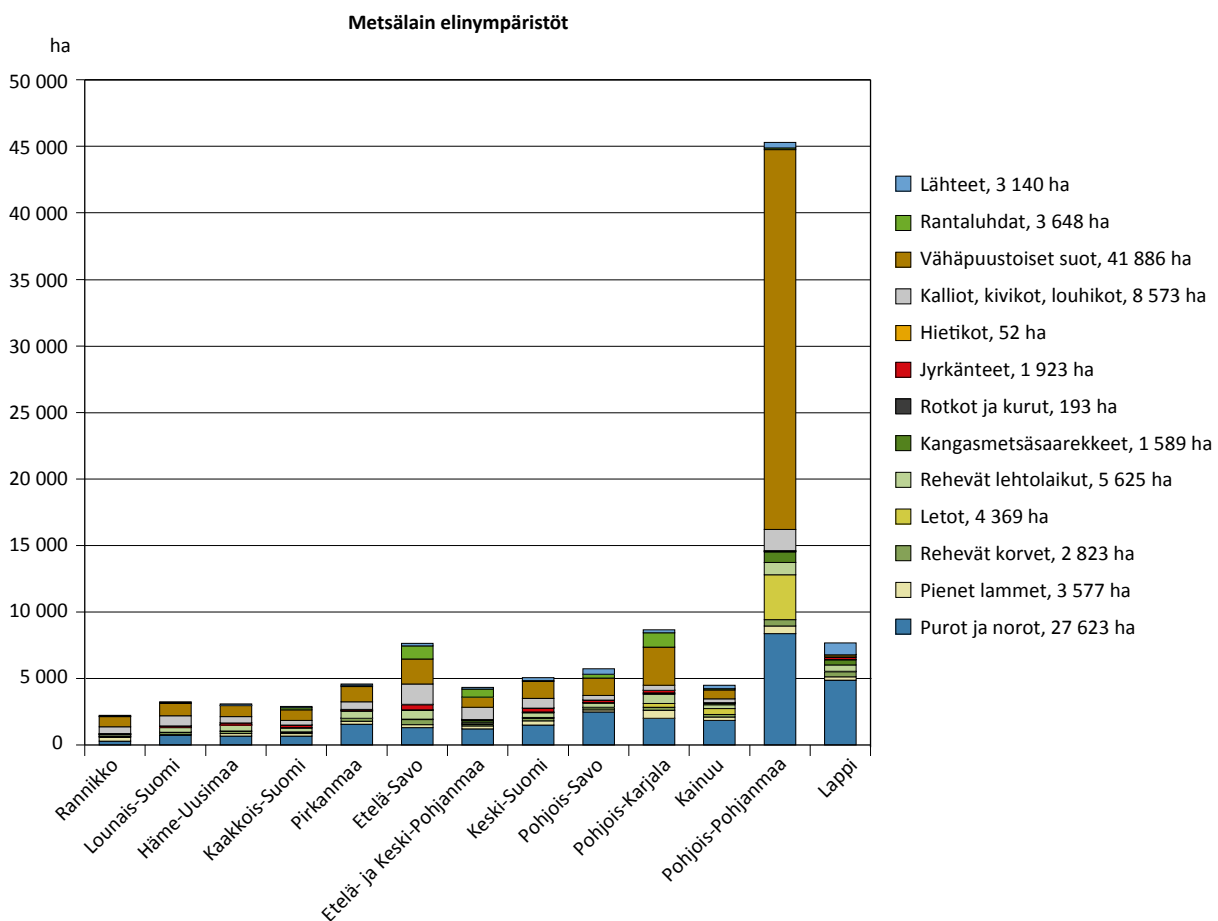
Taulukko 6. Metsähallituksen metsätalouskäytössä olevien alueiden metsälain 10 §:n elinympäristöt metsä- ja kitumaalla Metsähallituksen paikkatietojärjestelmän mukaan (Matti Siipola, Metsähallitus, kirj. tiedonanto 21.3.2013). Erikseen on esitetty lettojen ja korpien yhteispinta-ala, joka sisältyy luoteltuihin metsälain 10 §:n mukaisiin luontokohteisiin.

Luontokohdetyyppi	Pinta-ala, ha ¹⁾
Lähde	4 002
Puronvarsi	28 471
Lammenrantametsä	1 306
Muu pienvesi	365
Rehevä suo	3 794
Lehto	2 193
Suosaareke	1 330
Jyrkänne, rotko	1 841
Kallio	4 578
Karu suo	1 759
Yhteensä	n. 43 600 ²⁾³⁾

¹⁾ Elinympäristökohteisissa pinta-aloissa on päällekkäisyyttä noin 6 000 hehtaaria.

²⁾ Pinta-ala, kun elinympäristöjen päällekkäisyys on poistettu.

³⁾ Näistä lettoja ja korpia on noin 16 000 hehtaaria.



Kuva 9. Suomen metsäkeskuksen tilastoimat metsälain arvokkaiden elinympäristöjen pinta-alat (ha). Lähde: Tapion vuositilastot 2011.

2.2.2.2

VMI:n avainbiotoopit

Nykyisen metsälain voimaantulon aikoihin, vuonna 1997, alettiin valtakunnan metsien inventoinnissa (VMI) kerätä tietoa metsälain tarkoittamista erityisen tärkeistä elinympäristöistä niiden määrän ja laadun kokonaiskuvan hahmottamiseksi, niiden säilyttämisen suunnittelemiseksi sekä suojelun taloudellisten vaikutusten arvioimiseksi (Tonteri 2001). Yhdeksännestä inventoinnista (1996–2003)

alkaen VMI:ssa on kirjattu erikseen *avainbiotoopit*. Avainbiotooppeihin sisältyvät metsälain 10 §:n erityisen tärkeät elinympäristöt, jotka kirjataan erikseen sekä metsälain kriteerit täyttävinä (luonnontilaiset ja luonnontilaisen kaltaiset kohteet) että muina arvokkaina ja ei-arvokkaina kohteina. Avainbiotooppeja ovat myös muut luonnon monimuotoisuuden kannalta erityisen tärkeät harvinaiset biotoopit (tietolaatikko 3; Metsäntutkimuslaitos 1998, 2002).

Tietolaatikko 3. Valtakunnan metsien inventoinnin avainbiotoopit (Metsäntutkimuslaitos 1998, 2002) ja niiden vastaavuus metsälain 10 §:n elinympäristöjen kanssa (METEI 3-luokitus, ks. Yrjönen 2004).

Avainbiotooppi

Etelä-Suomi:

- Lähde, lähteikkö
- Tihkupinta
- Puro tai noro
- Pienen lammen rantametsikkö
- Lammenrantaneva
- Muu pienkosteikko
- Lehtokorpi
- Lettokorvet
- Lettoräme
- Ruohokorpi
- Karut korvet
- Rahkaiset suot
- Letot
- Nevat (ei rahkaneva)
- Luhdat
- Kuivat keskiravinteiset lehdot
- Kuivat runsasravinteiset lehdot
- Tuoreet keskiravinteiset lehdot
- Tuoreet runsasravinteiset lehdot
- Kosteat keskiravinteiset lehdot
- Kosteat runsasravinteiset lehdot
- Luontaisesti syntynyt jalopuumetsikkö
- Kangasmetsäsaareke ojittamattom. suolla
- Rotko
- Kuru
- Kalliojyrkäne
- Kallio
- Kivikko, louhikko tai lohkarieppo
- Hietikko
- Muu harvinainen biotooppi

Pohjois-Suomi lisäksi:

- Karut rämeet
- Sarakorvet ja sararämeet
- Lettoneva
- Kalkkikallio tai ultraemäksinen kallio
- Kallioiden pienmuodostumat

Vastaavuus metsälain 10 §:n elinympäristön kanssa

Lähteet

Lähteet

Purot ja norot

Pienet lammet

Pienet lammet

?

Rehevät korvet

Letot

Letot

Rehevät korvet

Vähäpuustoiset suot (osa)

Vähäpuustoiset suot

Letot

Vähäpuustoiset suot

Rantaluhdat

Rehevät lehtolaikut

Rehevät lehtolaikut

Rehevät lehtolaikut

Rehevät lehtolaikut

Rehevät lehtolaikut

Rehevät lehtolaikut

Rehevät lehtolaikut (osa)

Kangasmetsäsaarekkeet

Rotkot ja kurut

Rotkot ja kurut

Jyrkänteet

Kalliot, kivikot, louhikot

Kalliot, kivikot, louhikot

Hietikot

Ei vastaavuutta

Vähäpuustoiset suot

Vähäpuustoiset suot

Vähäpuustoiset suot

Kalliot, kivikot, louhikot

Kalliot, kivikot, louhikot

VMI:n avainbiotooppien arviointi tähtää mahdollisimman tarkkaan avainbiotooppien määrän ja laadun arviointiin suuraluetasolla ja se pyrkii antamaan niistä valtakunnanlaajuisen kokonaiskuvan, jossa ovat mukana niin talousmetsät kuin suojelualueetkin (Tonteri 2001).

Avainbiotoopit kirjataan sekä metsä-, kitu- että joutomaalta. Avainbiotoopit pyritään määrittämään, vaikka ihminen olisi niitä voimakkaasti muuttanut. VMI9:ssä ojitetuilla soilla muuttumat ja turvekankaat merkittiin avainbiotoopiksi vain silloin, kun voitiin olla varmoja alkuperäisestä suotyypistä (Metsäntutkimuslaitos 1998). Nykyisin avainbiotoopit kirjataan vain ojittamattomilta soilta. VMI9:ssä avainbiotoopit arvioitiin kaikilta metsä-, kitu- ja joutomaan koealoilta, joita on yli 66 000 (Tiina Tonteri, Metsäntutkimuslaitos, kirj. tiedonanto 25.10.2012). Sitten avainbiotoopit on arvioitu vain osalta koealoista. Tässä esitettävät avainbiotooppitulokset (taulukot 7–9) perustuvat VMI9:n (1996–2003) tuloksiin.

VMI9:n alussa metsälain erityisen tärkeiksi elinympäristöiksi luettiin kaikki kyseisen elinympäristön kriteerit täyttävät kohteet. Sitten metsälain soveltamiseen tehtyjen tulkintojen myötä metsälain kriteerit täyttävien avainbiotooppien ehtoihin on otettu mukaan vuodesta 1999 lähtien mm. pienialaisuus (Tonteri 2001). Sen sijaan VMI:n metsälakikohteita määritettäessä ei alueellisia tekijöitä, kuten eri avainbiotooppien yleisyyttä voida ottaa huomioon (Tonteri 2001). Inventoinnissa ar-

vioidaan myös avainbiotoopin luonnontilaisuus (luonnontilainen, lähes luonnontilainen, vähän muuttunut, voimakkaasti muuttunut). Lisäksi arvioidaan, miten avainbiotooppi on otettu huomioon metsänkäsittelyssä (Metsäntutkimuslaitos 1998, 2002, 2009b).

Avainbiotooppeja on VMI9:n mukaan koko maassa yhteensä runsaat 4,7 milj. ha (taulukko 7; Metsäntutkimuslaitos 2005), joka on lähes 18 % metsätalouden maan kokonaisalasta (26,3 milj. ha). Tähän sisältyvät myös muun muassa ihmisen toiminnan seurauksena muuttuneet ei-arvokkaat kohteet. Metsälain 10 §:n erityisen tärkeän elinympäristön kriteerit täyttäviä kohteita on yhteensä runsas 440 000 ha eli noin 1,7 % metsätalouden maasta. Talousmetsissä näitä kohteita on vajaa 270 000 ha (taulukko 8). METE-kartoituksissa ja metsätalouden suunnittelussa on tällä hetkellä tunnistettu metsälain 10 §:n elinympäristöjä yksityismaiden talousmetsissä runsaat 105 000 ha (Tapio 2011) ja Metsähallituksen metsätalouden mailla noin 43 600 ha (taulukko 6, tarkemmin luvussa 2.2.2.1).

Luonnontilaisiksi tai lähes luonnontilaisiksi kirjattuja avainbiotooppeja oli VMI9:n mukaan yhteensä noin 3,1 milj. ha (taulukko 9). Tämä on huomattavasti enemmän kuin metsälain kriteerit täyttävien metsälain 10 §:n mukaisten elinympäristöjen määrä VMI9:ssä. Merkittävä syy eroon lienee metsälakikohteita koskeva tulkinta pienialaisuudesta.



Kuva: Seppo Tuominen

Taulukko 7. Avainbiotooppien pinta-alat (ha) ja pinta-alan keskivirheet (kv) valtakunnan metsien yhdeksännen inventoinnin (1996–2003) mukaan koko Suomessa. Erikseen on ilmoitettu avainbiotoopin metsälain 10 §:n erityisen tärkeän elinympäristön kriteerit täyttävien kohteiden (lakikohde) pinta-ala, muiden arvokkaiden kohteiden sekä ei-arvokkaiden kohteiden pinta-ala. Lähde: Metsäntutkimuslaitos 2005.

Avainbiotooppi	Ei arvokas		Arvokas		Lakikohde		Yhteensä	
	ha	kv	ha	kv	ha	kv	ha	kv
Lähde, lähteikkö	729	523	2 748	1 536	1 734	728	5 211	1 978
Tihkupinta	1 475	1 079	434	305	913	673	2 822	1 571
Puro tai noro	7 825	1 677	13 604	2 764	19 468	3 766	40 897	5 391
Pienen lammen rantametsikkö	2 664	2 034	15 677	5 620	8 305	3 282	26 647	7 728
Pienen lammen rantaneva	512	487	7 118	4 528	12 979	5 978	20 609	7 931
Muu pienkosteikko	2 913	1 619	3 351	1 625	5 246	3 162	11 510	4 518
Lehtokorpi	41 919	11 491	21 179	9 754	9 657	4 609	72 755	16 874
Lettokorvet	10 711	4 512	35 973	7 759	6 133	2 663	52 817	9 891
Lettoräme	31 966	8 960	51 001	9 503	4 034	2 763	87 001	13 720
Ruohokorpi	289 980	35 285	98 543	16 000	54 849	10 143	443 372	41 406
Karut korvet	19 926	5 054	52 648	8 050	3 000	1 845	75 575	10 646
Sarakorvet ja -rämeet	111 128	12 746	337 370	27 456	11 037	3 948	459 535	30 735
Karut rämeet	481 581	34 118	576 875	37 334	28 890	7 525	1 087 346	50 484
Rahkaiset suot	67 376	16 582	117 432	23 507	20 966	7 770	205 774	33 356
Letot	2 983	1 791	68 623	14 906	1 264	1 112	72 870	16 102
Nevat	104 789	17 720	1 158 874	72 142	93 928	22 813	1 357 591	84 305
Luhdat	7 530	4 628	25 629	10 612	15 670	7 323	48 829	14 644
Kuivat keski-ravinteiset lehdot	5 112	2 936	2 640	1 824	1 712	1 478	9 464	4 678
Kuivat runsas-ravinteiset lehdot	800	649	494	494	136	119	1 431	1 092
Tuoreet keski-ravinteiset lehdot	108 164	18 323	23 159	8 058	8 825	4 625	140 148	22 160
Tuoreet runsas-ravinteiset lehdot	51 813	12 319	18 948	8 014	8 047	5 134	78 808	16 604
Kosteat keski-ravinteiset lehdot	20 450	6 244	7 792	3 820	3 492	2 416	31 733	8 469
Kosteat runsas-ravinteiset lehdot	37 721	10 221	19 328	7 772	8 803	5 262	65 852	15 725
Luontaisesti syntynyt jalopuumetsikkö	-	-	934	777	556	555	1 490	1 048
Kangasmetsäsaareke ojitamattomalla suolla	5 362	2 664	7 878	2 670	7 929	3 170	21 170	5 190
Rotko	-	-	-	-	70	70	70	70
Kuru	40	40	293	214	909	895	1 243	962
Kalliojyrkäne	4 821	1 493	6 316	2 437	5 876	3 020	17 013	4 872
Kallio	31 909	9 475	47 394	9 761	62 513	13 738	141 817	21 209
Kallioiden pienmuodostumat	2	#	879	#	468	#	1 350	#
Kivikko, louhikko, lohkarieppo	11 652	4 648	98 543	21 159	30 201	10 196	140 396	25 951
Hietikko	557	557	57	57	2 233	1 943	2 847	2 192
Muu avainbiotooppi	-	-	767	673	924	916	1 691	1 419
Yhteensä	1 464 412	79 650	2 822 502	119 670	440 768	49 157	4 727 682	155 328

= puuttuva tieto

Taulukko 8. Talousmetsien (ei-suojeltujen*) avainbiotooppien pinta-alat (ha) ja pinta-alan keskivirheet (kv) valtakunnan metsien yhdeksän inventoinnin (1996–2003) mukaan koko Suomessa. Erikseen on ilmoitettu avainbiotoopin metsälain 10 §:n erityisen tärkeän elinympäristön kriteerit täyttävien kohteiden (lakikohde) pinta-ala, muiden arvokkaiden kohteiden sekä ei-arvokkaiden kohteiden pinta-ala. Lähde: Metsäntutkimuslaitos 2005.

Avainbiotooppi	Ei arvokas		Arvokas		Lakikohde		Yhteensä	
	ha	kv	ha	kv	ha	kv	ha	kv
Lähde, lähteikkö	729	523	2 705	1 524	1 571	708	5 005	1 964
Tihkupinta	1 475	1 079	383	285	399	385	2 258	1 478
Puro tai noro	7 634	1 658	10 921	2 446	12 173	3 370	30 728	4 862
Pienen lammen rantametsikkö	2 664	2 052	10 163	5 164	4 692	2 624	17 519	6 821
Pienen lammen rantaneva	512	487	4 217	2 675	8 231	4 699	12 961	5 932
Muu pienkosteikko	2 753	1 578	2 620	1 508	4 106	2 937	9 480	4 249
Lehtokorpi	41 039	11 270	14 974	7 532	7 848	3 905	63 861	15 166
Lettokorvet	10 711	4 513	22 867	6 359	3 420	1 612	36 998	8 488
Lettoräme	31 255	9 035	35 983	8 182	2 464	1 725	69 702	12 890
Ruohokorpi	28 3110	34 702	72 045	13 193	39 153	8 606	394 308	38 802
Karut korvet	17 315	4 820	29 699	5 932	1 426	1 169	48 440	8 680
Sarakorvet ja -rämeet	105 344	12 544	235 641	21 842	5 584	2 517	346 569	25 864
Karut rämeet	466 814	33 676	402 000	30 543	13 226	4 243	882 040	46 425
Rahkaiset suot	64 368	15 944	88 628	19 226	13 348	5 756	166 344	28 257
Letot	2 983	1 791	35 705	8 769	1 264	1 111	39 952	10 039
Nevat	98 526	16 621	733 403	54 720	45 601	13 842	877 530	62 963
Luhdat	6 115	3 758	17 823	7 863	12 451	6 582	36 388	11 566
Kuivat keskiravinteiset lehdot	4 948	2 894	2 640	1 827	919	919	8 507	4 138
Kuivat runsasravinteiset lehdot	800	649	174	174	136	119	1 110	843
Tuoreet keskiravinteiset lehdot	104 675	18 156	19 414	6 991	4 722	3 204	128 811	20 586
Tuoreet runsasravinteiset lehdot	49 953	12 019	16 920	7 507	6 875	4 704	73 748	16 119
Kosteet keskiravinteiset lehdot	19 632	6 077	7 707	3 813	2 769	1 956	30 108	8 024
Kosteet runsasravinteiset lehdot	36 900	10 081	17 337	7 192	5 190	3 044	59 427	13 668
Luontaisesti syntynyt jalopuumetsikkö	-	-	670	557	426	426	1 096	820
Kangasmetsäsaareke ojitattamalla suolla	5 264	2 219	6 093	2 336	3 594	1 817	14 951	3 994
Rotko	-	-	-	-	20	20	20	20
Kuru	40	40	90	90	-	-	131	131
Kalliojyrkäne	4 629	1 471	5 732	2 342	3 778	1 954	14 139	3 760
Kallio	30 473	10 119	42 174	9 354	53 642	12 175	126 288	20 691
Kallioiden pienmuodostumat	2	#	879	#	301	#	1 182	#
Kivikko, louhikko, lohkarikko	10 471	4 567	41 148	10 764	14 487	5 654	66 106	14 265
Hietikko	557	557	45	45	370	370	972	941
Muu avainbiotooppi	-	-	767	673	924	918	1 691	1 422
Yhteensä	1 411 692	78 514	1 881 567	98 366	275 110	36 230	3 568 369	139 581

= puuttuva tieto

* Suojeltuihin alueisiin on luettu laskelmissa kaikki luonnonsuojelulakiin perustuvat alueet, erämaa-alueet, ulkoilureitit, valtion retkeilyalueet, muut lakiin perustuvat luonnonsuojelualueet, omistajan päätöksellä suojellut aarnialueet, luonnonhoitometsät ja puolustusvoimien luonnonsuojelualueet sekä kansallis- ja luonnonpuistojen kehittämissuojelun, soijensuojeluohjelman, lehtojensuojeluohjelman ja vanhojen metsien suojeluohjelman alueet.

Taulukko 9. Avainbiotooppien pinta-alat (ha) niiden luonnontilaisuuden mukaisissa luokissa valtakunnan metsien yhdeksännen inventoinnin (1996–2003) mukaan koko Suomessa. Lähde: Metsätutkimuslaitos 2005.

Avainbiotooppi	Pinta-ala (ha)				
	Luonnontilainen	Lähes luonnontilainen	Vähän muuttunut	Voimakkaasti muuttunut	Yhteensä
Lähde, lähteikkö	2 161	1 152	1 366	532	5 211
Tihkupinta	604	678	415	1 125	2 822
Puro tai noro	17 156	10 379	7 616	5 745	40 897
Pienen lammen rantametsikkö	15 793	5 896	3 309	1 649	26 647
Pienen lammen rantaneva	16 089	2 662	1 558	300	20 609
Muu pienkosteikko	5 068	3 279	1 602	1 560	11 510
Lehtokorpi	11 245	7 868	12 773	40 869	72 755
Lettokorvet	27 362	12 533	4 845	8 078	52 817
Lettoräme	36 394	16 377	9 911	24 319	87 001
Ruohokorpi	74 691	54 089	68 172	246 422	443 372
Karut korvet	32 716	24 267	9 851	8 741	75 575
Sarakorvet ja -rämeet	238 336	102 860	64 111	54 228	459 535
Karut rämeet	348 023	241 587	207 484	290 253	1 087 346
Rahkaiset suot	94 549	34 355	27 856	49 013	205 774
Letot	60 200	8 657	1 588	2 424	72 870
Nevat	1 057 512	187 973	58 896	53 210	1 357 591
Luhdat	24 178	13 860	6 624	4 168	48 829
Kuivat keskiravinteiset lehdot	430	2 058	4 306	2 670	9 464
Kuivat runsaravinteiset lehdot	32	50	884	464	1 431
Tuoreet keskiravinteiset lehdot	8 190	9 658	51 044	71 257	140 148
Tuoreet runsaravinteiset lehdot	3 501	9 317	26 032	39 957	78 808
Kosteat keskiravinteiset lehdot	2 165	4 177	14 831	10 561	31 733
Kosteat runsaravinteiset lehdot	6 629	10 659	19 653	28 911	65 852
Luontaisesti syntynyt jalopuumetsikkö	362	661	467	0	1 490
Kangasmetsäsaareke ojittamattomalla suolla	6 757	6 105	6 061	2 246	21 170
Rotko	70	0	0	0	70
Kuru	1 127	75	0	40	1 243
Kalliojyrkäne	4 321	5 497	5 487	1 708	17 013
Kallio	51 232	51 458	28 595	10 532	141 817
Kallioiden pienmuodostumat	509	593	238	10	1 350
Kivikko, louhikko, lohkarieppo	110 278	17 106	9 494	3 517	140 396
Hietikko	1 648	534	541	125	2 847
Muu avainbiotooppi	907	345	292	147	1 691
Yhteensä	2 260 232	846 767	655 903	964 781	4 727 682

Elinympäristöjen turvaamisen toimeenpano

Metsälain 10 §:n elinympäristöjä koskevat säännökset ovat velvoittavia ilman viranomaisen erillistä hallinnollista päätöstä toisin kuin luonnonsuojelulain 29 §:n luontotyyppistä koskevat säännökset, jotka tulevat voimaan vasta, kun ELY-keskus on rajannut luontotyyppialueen.

Kaikista metsänkäsittelytoimista ja siten myös aiotusta metsälain 10 §:n elinympäristön metsätaloudellisesta käsittelystä on tehtävä metsäkeskuksen alueyksikölle metsänkäyttöilmoitus vähintään 14 päivää ennen toimenpiteen aloittamista. Maanomistaja tai hänen valtuuttamansa metsänhakkuoikeuden haltija voi myös hakea ennen metsän käsittelyä metsäkeskukselta metsänkäyttöilmoitukseen liittyvän ennakkotiedon siitä, esiintyykö alueella 10 §:n tarkoittamia erityisen tärkeitä elinympäristöjä. Jos metsälain perusteella on tarvetta muuttaa metsänkäyttöilmoitusta, metsäkeskus käynnistää metsälain 15 §:n mukaisen neuvottelun maanomistajan ja tarvittaessa hakkuoikeuden haltijan kanssa. Neuvottelun tarkoituksena on saada aikaan muutos hakkuuseen tai muuhun toimenpiteeseen, joka toteutuessaan johtaisi lainvastaiseen tilanteeseen.

Jos metsälain 10 §:n elinympäristöjä koskevan veloitteen täyttämisestä aiheutuu maanomistajalle taloudellista menetyksiä, joka ei ole vähäistä, maanomistaja voi hakea poikkeuslupaa toteuttaa toimenpiteet siten, että hänelle aiheutuva menetyks jää vähäiseksi. Maanomistaja voi myös saada

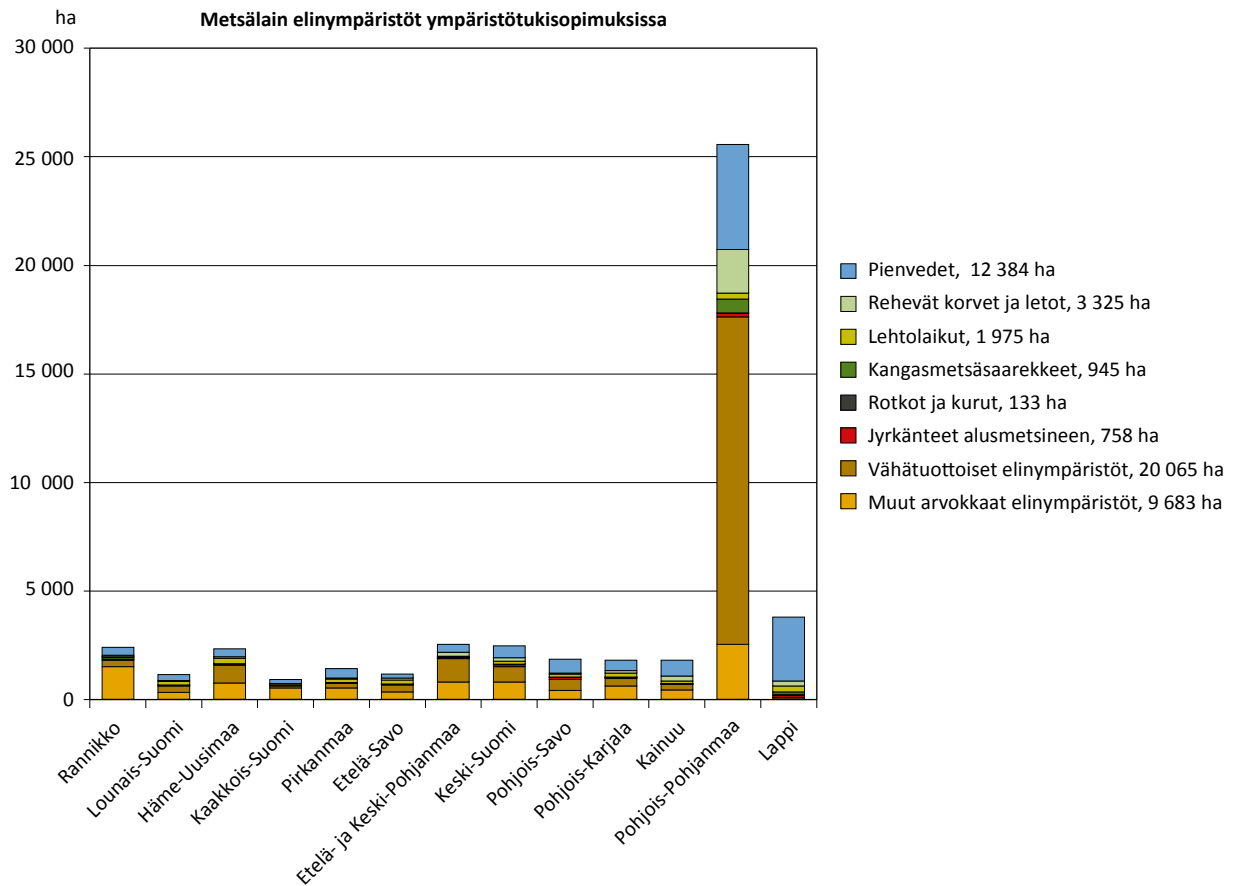
kestävän metsätalouden rahoituslain (Kamera) (544/2007) mukaista ympäristötukea menetyksen korvaamiseen, missä tapauksessa poikkeuslupaa ei myönnetä. Mikäli ympäristötukea ei haeta tai myönnetä ja maanomistajalle aiheutunut taloudellinen menetyks on vähäistä suurempi, metsäkeskuksen tulee myöntää poikkeuslupa toimenpiteiden toteuttamiseen. Metsälain 10 §:n elinympäristöjä koskevien poikkeuslupien määrät on esitetty taulukossa 10.

Kemeran mukaisella rahoituksella tuetaan paitsi metsänparannusta, myös metsien biologista monimuotoisuutta yksityisten metsänomistajien mailla metsätalouden ympäristötukea sekä metsäluonnon hoitohankkeina (Koistinen 2012). Ympäristötuki on tarkoitettu ensisijaisesti metsälain 10 §:ssä tarkoitettujen erityisen tärkeiden elinympäristöjen ominaispiirteiden säilyttämiseen (kuva 10), mutta sillä toteutetaan myös METSO-toimintaohjelmaa (luku 2.3.2) (Koistinen 2011).

Luonnonhoitohankkeilla voidaan hoitaa ja suojella metsäisten luontotyyppien monimuotoisuutta (esimerkiksi harjumetsien paahdeympäristöt, lähteet, jalopuustoiset lehdot, kallioluontotyypit ja puustoiset perinnebiotoopit), mutta hankkeista suurin osa on vesiensuojeluhankkeita. Esim. vuonna 2011 luonnonhoidon suunnitteluhankkeiden vaikutuspinta-ala oli noin 100 000 ha, josta vesiensuojeluhankkeiden osuus oli lähes 80 000 ha, ja toteutushankkeistakin (n. 32 000 ha) suurin osa liittyi vesiensuojelurakenteisiin. Myös luonnonhoitohankkeista osa toteuttaa METSO-ohjelmaa (luku 2.3.2). (METSO-tilannekatsausraportti 2011)

Taulukko 10. Myönnetty metsälain 10 §:n elinympäristöjä koskevat metsälain 11 §:n mukaiset poikkeusluvut sekä niiden osuus metsälain 10 §:n elinympäristöjä koskevista metsänkäyttöilmoituksista. Lähde: Tapio 2005, 2006b, 2007, 2008, 2009, 2010, 2011.

Vuosi	Myönnetty poikkeusluvut (Metsäl 11 §)	Poikkeuslupien osuus (%) Metsäl 10 §:n elinympäristöjä koskevista metsänkäyttöilmoituksista
2004	44	1,1
2005	53	1,4
2006	55	1,3
2007	69	1,4
2008	69	1,7
2009	49	1,6
2010	131	3,2
2011	66	1,9



Kuva 10. Metsälain 10 §:n arvokkaiden elinympäristöjen sekä muiden arvokkaiden elinympäristöjen turvaamiseksi vuoden 2011 loppuun mennessä tehtyjen Kemera-ympäristötukisopimusten pinta-alat (ha) elinympäristöittäin Suomen metsäkeskuksen alueilla. "Muut arvokkaat elinympäristöt" ovat metsälain 10 §:ssä ja luonnonsuojelulain 29 §:ssä mainittuja elinympäristöjä, jotka eivät kyseisellä kohteella täytä tarkempia kriteerejä, sekä joitakin muita monimuotoisuuden kannalta arvokkaita kohteita (esim. vanhat metsät, kulorefugiot, supat, eräät ruohoiset suot, hakamaat, kedot, salapurot, kallioalueet). Lähde: Tapio 2011.



METSO-ohjelman arvokkaat elinympäristöt

METSO-kohteiden luonnontieteelliset valintaperusteet

Etelä-Suomen metsien monimuotoisuuden toimintaohjelman 2008–2016 (METSO-ohjelman) avulla pyritään turvaamaan luonnon monimuotoisuudelle tärkeitä metsäisiä elinympäristöjä. Ohjelman toteuttaminen perustuu valtioneuvoston periaatepäätökseen. Ohjelman tavoitteena on pysäyttää metsäisten luontotyyppien ja metsälajien taantuminen ja vakiinnuttaa luonnon monimuotoisuuden suotuisa kehitys vuoteen 2016 mennessä

(Valtioneuvosto 2008). Vuonna 2011 laaditun hallitusohjelman mukaan METSO-ohjelman toteuttamista jatketaan vuoteen 2020 asti (Pääministeri Jyrki Kataisen hallituksen ohjelma 2011).

METSO-ohjelman toteuttamisen lähtökohta on maanomistajien vapaaehtoinen osallistuminen. METSO-ohjelmassa turvattavien kohteiden valintaa varten on laadittu luonnontieteelliset valintaperusteet metsien monimuotoisuuden kannalta tärkeiden elinympäristöjen ja rakennepiirteiden perusteella (tietolaatikko 4). Valintaperusteet on tarkoitettu tukemaan päätöksiä, joita tehdään monimuotoisuuden turvaamiseksi sekä suojelualueilla että talousmetsissä, mutta niitä ei ole tarkoitettu sovellettavaksi tiukkoina sääntöinä. METSO-ohjelmassa voidaan turvata myös luontoarvoiltaan heikentyneitä kohteita, joiden luonnonarvoja voidaan parantaa luonnonhoidolla.

Tietolaatikko 4. METSO-ohjelman arvokkaat elinympäristöt (Valtioneuvosto 2008). Kunkin elinympäristön alla on lueteltu ominaisuuksia, jotka tekevät kohteesta METSO-ohjelmaan sopivan (Ympäristöministeriö 2008b; Ympäristöministeriö ja maa- ja metsätalousministeriö 2009).

1) Lehdot

- Lehdon puusto on vanhaa ja siinä on lahoja pystypuita sekä lahonnutta maapuuta
- Lehdossa kasvaa jaloja lehtipuita (tammi, metsälehmus, vaahtera, saarni, jalava) tai pähkinäpensaita
- Puronvarsilla, vesistöjen rannoilla, kalkkialueilla, harjuilla ja maankohoamisrannikolla sijaitsevat lehdot
- Lehdot, joissa on uhanalaisten lehtolajien elinvoimaisia esiintymiä

2) Runsalahopuustoiset kangasmetsät

- Puustoltaan monipuoliset kangasmetsät, joissa on lahopuuta yli 5-10 m³ hehtaarilla
- Suojelualueiden läheiset metsätuhokohteet
- Kangasmetsät, joissa on uhanalaisten metsälajien elinvoimaisia esiintymiä

3) Pienvesien lähimetsät

- Lampien ja pienten järvien muodostamien ketjujen sekä niitä yhdistävien purojen elinympäristöverkoston rantametsät
- Lähteiköt ja niiden välittömässä läheisyydessä kasvavat metsät
- Pysyvän vedenjuoksu-uoman muodostamien norojen ja purojen lähimetsät
- Soistuneet, pohjavesivaikutteiset ja tihkupintaiset metsät
- Pienvesien lähimetsät, joissa on uhanalaisten lajien elinvoimaisia esiintymiä

4) Puustoiset suot ja soiden metsäiset reunat

- Puustoiset suot ja soiden reunusmetsät, joita luonnehtii luonnontilainen tai sen kaltainen vesitalous ja puuston vaihteleva ikärakenne
- Pienipiirteisesti vaihtelevat elinympäristömosaiikit, jotka muodostuvat vesitaloudeltaan luonnontilaisista tai luonnontilaisen kaltaisista soista, soistuneista kankaista ja kangasmetsistä
- Ojittamattomat letot, lettokorvet ja lettorämeet reunusmetsineen
- Puustoiset suot ja avosuot reunusmetsineen, joissa on uhanalaisten suo- tai metsälajien elinvoimaisia esiintymiä

Tietolaatikko jatkuu seuraavalla sivulla.

5) Metsäluhdat ja tulvametsät

- Jokien varsilla sijaitsevat metsät, jolle nousee säännöllisesti tulvavesi
- Järvien rannoilla sijaitsevat lehtipuustoiset luhdat ja tulvametsät
- Merenrannoilla sijaitsevat lepikkoiset metsäluhdat
- Metsäluhdat ja tulvametsät, joissa on uhanalaisten lajien elinvoimaisia esiintymiä

6) Harjujen paahdeympäristöt

- Kuivat, valoisat ja ravinteiset harjumetsät
- Harjurinteiden palaneet metsät
- Harjujen paahdeympäristöt, joissa on uhanalaisten paahdeympäristölajien elinvoimaisia esiintymiä
- Muut paahdeympäristöille ominaisen lajiston kannalta tärkeät harjurinteet ja kankaat

7) Maankohoamisrannikon monimuotoisuuskohteet

- Maankohoamisrannikon metsien ja soiden luonnontilaiset kehityssarjat
- Yksittäiset, monimuotoisuuden kannalta merkittävät maankohoamisrannikon elinympäristöt, joita ovat lehdot, vanhat ja lahopuustoiset kangasmetsät, luonnontilaiset metsien ja soiden kehityssarjojen osat sekä metsäluhdat ja puustoiset suot, vesitaloudeltaan luonnontilaisten soiden ja pienvesien lähimetsät, puustoiset perinneympäristöt sekä harjujen ja dyynimetsien paahdeympäristöt

8) Puustoiset perinnebiotoopit

- Lajistoltaan monipuoliset hakamaat ja metsälaitumet
- Perinneympäristöjen muodostamat aluekokonaisuudet
- Puustoiset perinneympäristöt, joissa on uhanalaisten lajien elinvoimaisia esiintymiä

9) Kalkkikallioiden ja ultraemäksisten maiden metsäiset elinympäristöt

- Kalkkikallioiden ja -maapohjien metsät
- Ultraemäksisten kallioiden ja maapohjien metsät
- Kalkkikallioiden ja ultraemäksisten elinympäristöjen uhanalaisten lajien esiintymät

10) Muut monimuotoisuudelle merkittävät metsäiset kalliot, jyrkänteet ja louhikot.

- Kalliometsät, joiden puusto on vanhaa ja luonnontilaista
- Kalliojyrkänteiden tai metsäisten louhikoiden välittömät lähimetsät, joissa puusto on rakennepiirteiltään tai lajistoltaan monimuotoista
- Pinnanmuodoiltaan ja elinympäristöltään pienipiirteisesti vaihtelevat kalliometsäalueet
- Metsäiset kalliot, jyrkänteet ja louhikot, joissa on uhanalaisten lajien elinvoimaisia esiintymiä

2.3.2

METSO-ohjelman toteutus elinympäristöittäin ELY-keskuksissa ja Suomen metsäkeskuksessa

METSO-toimintaohjelman toteutuksesta vastaavat ympäristöministeriö ja maa- ja metsätalousministeriö, jotka ovat laatineet elinympäristökohtaiset toteuttamistavoitteet ELY-keskuksille ja Suomen metsäkeskukselle (taulukot 11 ja 12) (Koskela ym. 2010).

ELY-keskukset toteuttavat METSO-elinympäristöjen suojelua ostamalla kohteita valtion omistukseen luonnonsuojelua varten, perustamalla maanomistajan hakemuksesta yksityisiä luonnonsuojelualueita (LSL 24 §) ja tekemällä sopimuksia alueiden määräaikaista rauhoittamisesta (LSL 25 §).

Suomen metsäkeskuksen alueyksiköt puolestaan toteuttavat elinympäristöjen turvaamista talousmetsissä kestävänsä metsätalouden rahoituslain (Kamera) (544/2007) mukaisilla ympäristötukisopimuksilla ja metsäluonnonhoitohankkeilla (Kemerasta myös luvussa 2.2.3). Ympäristötukisopimukset ovat määräaikaista, ja ne solmitaan maanomistajan kanssa kymmeneksi vuodeksi kerrallaan, yhteensä korkeintaan 30 vuodeksi. Luonnonhoitohankkeista suurin osa on vesiensuojeluhankkeita ja vain pieni osa METSOa toteuttavia hankkeita, kuten lehtojen hoitoa, pienvesien kunnostusta, soiden ennallistamista sekä paahdeympäristöjen hoitoa (METSO-tilannekatsausraportti 2011).

ELY-keskuksille asetetut elinympäristökohtaiset suojelun hehtaaritavoitteet (taulukko 11) ovat

Taulukko 11. Elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskuksille METSO-ohjelmassa asetetut elinympäristökohtaiset hehtaaritavoitteet ja niiden toteutustilanne vuoden 2011 loppuun mennessä. Lähde: Koskela ym. 2010; Veikko Miettinen, ympäristöministeriö, kirj. tiedonanto 31.1.2012.

Elinympäristö	Tavoite 2008–2016, ha	Toteutus 2008–2011 valtiolle hankitut ja yksityiset luonnonsuojelualueet, ha	Toteutus 2008–2011 määräaikainen rauhoitus, ha	Toteutus 2008–2011 yhteensä (osuus tavoitteesta %)
Lehdot	4 600	548	7	555 (12 %)
Runsaslahopuustoiset kangasmetsät	62 800	7 211	227	7 437 (12 %)
Pienvesien lähimetsät	3 700	413	0,2	413 (11 %)
Puustoiset suot ja soiden metsäiset reunat	15 100	2 046	47	2 093 (14 %)
Metsäluhdat ja tulvametsät	1 280	169	2	171 (13 %)
Harjujen paahdeympäristöt	360	25	0	25 (7 %)
Maankohoamisrannikon monimuotoisuuskohteet	5 000	321	0	321 (6 %)
Puustoiset perinnebiotoopit	150	113	0	113 (75 %)
Kalkkikalliot ja ultraemäksiset maat	200	25	1	26 (13 %)
Metsäiset kalliot, jyrkänteet ja louhikot	2 600	750	2	752 (29 %)
Yhteensä	95 750	11 620	285	11 905 (12 %)

selvästi suurimmat runsaslahopuustoisille kangasmetsille sekä puustoisille soille. Pienimmät tavoitteet ovat puustoisilla perinnebiotoopeilla, kalkkikallioilla ja ultraemäksisillä mailla sekä harjujen paahdeympäristöillä. ELY-keskusten METSO-toimintaohjelman toteuttamisen kokonaistavoite on valtioneuvoston periaatepäätöksen mukaisesti noin 96 000 hehtaaria. Vuoden 2011 loppuun mennessä on METSO-rahoituksella hankittu valtiolle, perustettu yksityisenä suojelualueena tai rauhoitettu määräaikaisesti lähes 13 700 hehtaaria, josta vajaan 12 000 hehtaaria on METSON valintakriteerien mukaisia elinympäristöjä. Tästä määräaikaisen rauhoituksen osuus on vain 285 hehtaaria.

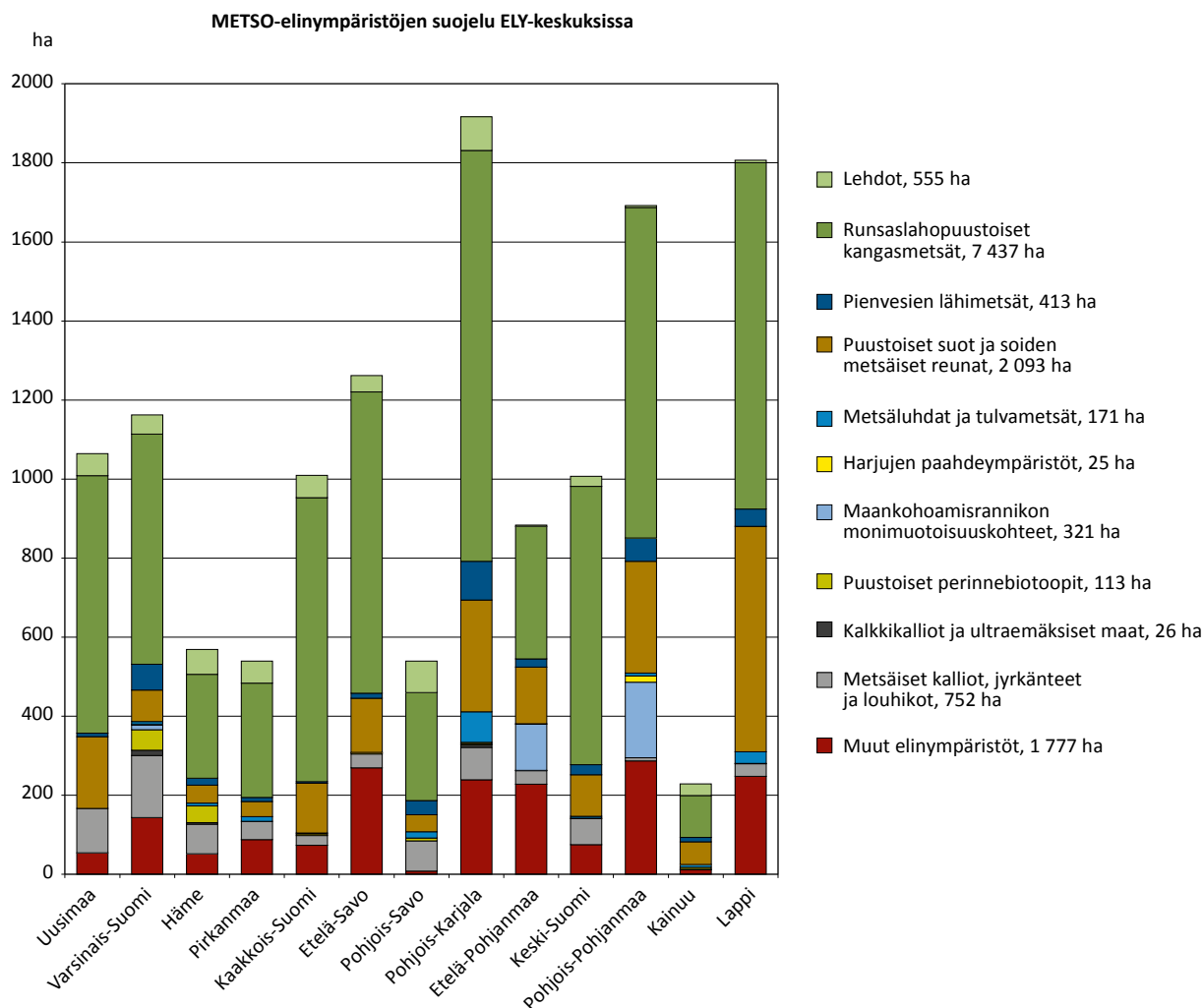
Suhteessa tavoitteisiin on vuoden 2011 loppuun mennessä parhaiten edennyt puustoisten perinnebiotooppien (tavoitteesta toteutunut 75 %) ja metsäisten kallioiden, jyrkänteiden ja louhikoiden turvaaminen (29 %) ja heikoimmin harjujen paahdeympäristöjen (7 %) ja maankohoamisrannikon monimuotoisuuskohteiden suojeleminen (6 %). Määrällisesti eniten on suojeltu runsaslahopuustoisia kangasmetsiä (7 437 ha) sekä puustoisia soita ja soiden metsäisiä reunoja (2 093 ha) (kuva 11).

Maa- ja metsätalousministeriö on määritellyt Suomen metsäkeskukselle elinympäristökohtaiset hehtaaritavoitteet METSON toteuttamiseksi Kembra-rahoituksella periaatepäätöksen mukaisen 82 000 hehtaarin vähimmäistavoitteen saavuttamiseksi (taulukko 12). Metsäkeskuksen alueyksiköt ovat tehneet näihin tavoitteisiin alueellisia tarkennuksia (METSO-tilannekatsausraportti 2010, 2011).

Myös Suomen metsäkeskukselle asetetut elinympäristökohtaiset hehtaaritavoitteet ovat suu-

rimmat runsaslahopuustoisille kangasmetsille sekä puustoisille soille ja soiden metsäisille reunoille. Pienimmät tavoitteet ovat harjujen paahdeympäristöille, kalkkikallioille ja ultraemäksisille mailla sekä puustoisilla perinnebiotoopeilla. METSO-ohjelman tilastoinnin mukaan on vuosina 2008–2011 tehty METSO-elinympäristöihin kohdistuvia ympäristötukisopimuksia lähes 7 500 hehtaarille, ja luonnonhoitohankkeiden toteutusta on kohdentunut METSO-elinympäristöihin noin 1 900 hehtaarille. Nämä ovat yhteensä 11 % 82 000 hehtaarin tavoitteesta. METSO-ohjelman toteutukseen lasketaan mukaan myös metsälain 10 §:n elinympäristöjen turvaamiseksi tehdyt ympäristötukisopimukset METSO-ohjelman toimintakaudella. Näitä sopimuksia on tehty 16 041 hehtaarille vuosina 2008–2011. Yhteensä Suomen metsäkeskus on toteuttanut vuosina 2008–2011 ympäristötukisopimuksin (sekä METSO-elinympäristöt että metsälain 10 §:n elinympäristöt) ja toteutetuina luonnonhoitohankkein METSO-toimintaohjelmaa yhteensä 25 429 hehtaaria, mikä on 31 % asetetusta 82 000 hehtaarin tavoitteesta. Metsälain erityisen arvokkaiden elinympäristöjen turvaamisesta Kemeralla on tarkemmin luvussa 2.2.3.

METSO-ohjelman elinympäristöjen turvaamisen toteutus Suomen metsäkeskuksen alueyksiköissä on edennyt parhaiten puustoisten soiden ja soiden metsäisten reunojen sekä metsäluhtien ja tulvametsien osalta (taulukko 12). Heikoimmin on edennyt lehtojen sekä kalkkikallioiden ja ultraemäksisten maiden turvaaminen. Toteuttamisen arviointia vaikeuttaa jossain määrin luonnonhoitohankkeiden elinympäristökohtaisen tilastoinnin



Kuva II. METSO-ohjelman toteutuminen elinympäristöittäin elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskusten alueilla vuosina 2008–2011. Mukana ovat valtiolle hankitut kohteet, LSL 25 §:n nojalla määräaikaisesti rauhoitetut kohteet sekä LSL 24 §:n nojalla pysyvästi suojellut yksityiset luonnonsuojelualueet. “Muut elinympäristöt” ovat turvatuilla kohteilla sijaitsevia muita elinympäristöjä kuin METSO-ohjelman arvokkaita elinympäristöjä. Lähde: Veikko Miettinen, ympäristöministeriö, kirj. tiedonanto 31.1.2012.

jääminen joidenkin elinympäristöjen osalta yleiselle tasolle. Ympäristötukisopimuksia on tehty määrällisesti eniten runsalahopuustoisten kangasmetsien ja puustoisten soiden sekä soiden metsäisten reunojen turvaamiseksi (kuva 12). METSO-elinympäristöihin kohdistuvista toteutetuista luonnonhoitohankkeista suurin osa on ollut soiden ennallistamista, mikä todennäköisesti kohdistuu erityisesti puustoihin soihin (taulukko 12).

Jatkossa METSO-ohjelman toteuttaminen Kembra-rahoituksella saattaa hidastua vuonna 2011 päätettyjen rahoitusleikkauksien myötä samalla kun kasvava osa rahoituksesta kuluu vanhojen ympäristötukisopimusten uusien kymmenvuotisten sopimuskausien maksamiseen. Myös Kembra-korvausten muuttuminen verolliseksi vuoden 2012 alusta alkaen saattaa vaikuttaa maanomistajien halukkuuteen tehdä ympäristötukisopimuksia. (Loiskekoski 2011)

METSO-ohjelmaa on toteutettu vuodesta 2008 alkaen, ja nykyisen hallitusohjelman mukaisesti sen toteuttaminen jatkuu vielä vuoteen 2020. Koska METSO-ohjelman toteuttaminen on kesken, ei nykyisten toteutuslukujen perusteella voida kattavasti arvioida toimintaohjelman merkitystä METSO-elinympäristöjen suojelutilanteen parantamisessa. Toimintaohjelman sisäänajovaiheessa 2008–2009 etenkin ympäristöministeriön rahoitus oli nykytasoa selvästi alhaisempi, ja toistaiseksi vuosittaiset toteutusala-alueet ovat jatkuvasti kasvaneet (esim. v. 2008 noin 1 400 ha ja v. 2011 jo noin 6 000 ha; Veikko Miettinen, ympäristöministeriö, kirj. tiedonanto 31.1.2012). Toisaalta maa- ja metsätalousministeriön rahoitus on kääntynyt laskuun (METSO-tilannekatsausraportti 2011).

Vuoden 2013 aikana on tarkoitus päivittää valtioneuvoston METSOa koskeva periaatepäätös vastaamaan ohjelman toteutuksen nykytilannet-

Taulukko 12. Maa- ja metsätalousministeriön Suomen metsäkeskukselle asettamat METSO-ohjelman elinympäristökohtaiset tavoitteet ja niiden toteutus METSO-elinympäristöihin kohdistuvin Kemeran mukaisin ympäristötukisopimuksin sekä luonnonhoitohankkein vuosina 2008–2011. Luonnonhoitohankkeiden tilastoinnissa toiminnan kohdentuminen jää joidenkin elinympäristöjen osalta yleiselle tasolle, ja esim. useaan elinympäristöön kohdistuvien hankkeiden elinympäristöjä ei ole täsmennetty, joten luvut ovat jossain määrin suuntaa-antavia. Taulukossa ei ole metsälain erityisen tärkeisiin elinympäristöihin kohdentuvia ympäristötukisopimuksia METSO-kaudella (noin 16 000 hehtaaria) eikä METSO-elinympäristöihin kohdistuvia luonnonhoitosuunnitelmia (noin 9 300 hehtaaria). Lähde: Koskela ym. 2010; Tapio 2011.

Elinympäristö	Tavoite 2008–2016, ha	Toteutus ympäristötukisopimuksin 2008–2011, ha	Toteutus luonnonhoitohankkein 2008–2011, ha
Lehdot	15 000	310	118
Runsaslahopuustoiset kangasmetsät	40 000	2 511	
Pienvesien lähimetsät	5 000	727	313
Puustoiset suot ja soiden metsäiset reunat	5 210 ¹⁾	2 173	503
Metsäluhdat ja tulvametsät	300	148	
Harjujen paahdeympäristöt	200	27	21
Maankohoamisrannikon monimuotoisuuskohteet	3 000	574	
Puustoiset perinnebiotoopit	190	29	
Kalkkikalliot ja ultraemäksiset maat	100	1	
Metsäiset kalliot, jyrkänteet ja louhikot	12 850	969	
Useaan elinympäristöön kohdistuvat luonnonhoitohankkeet, monimuotoisuuspolto			964
Yhteensä	82 000	7 469	1 919

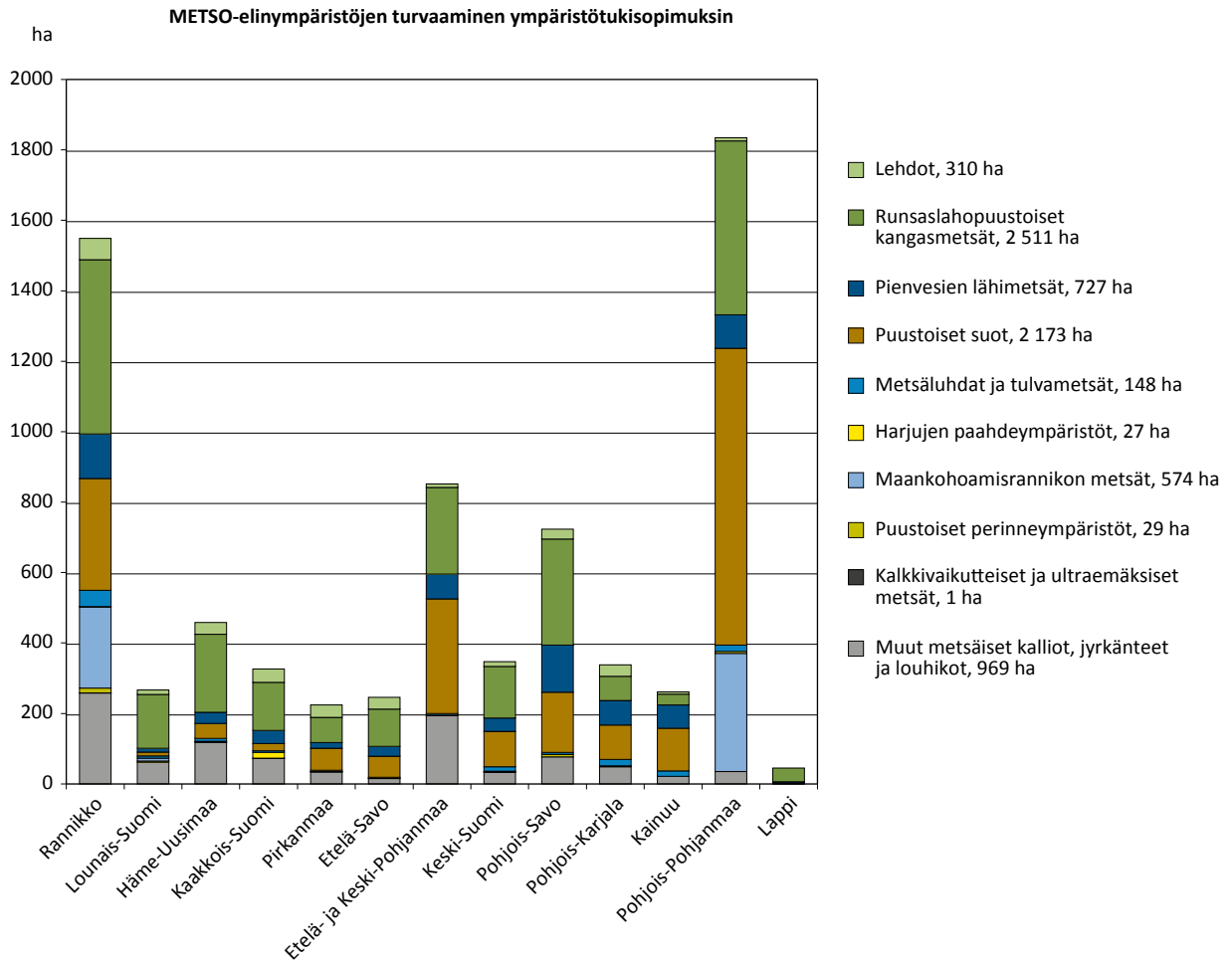
¹⁾ Tavoite korville 3 310 ha, letoille ja lettorämeille 600 ha sekä rämeille ja nevoille 1 300 ha.

ta sekä hallitusohjelman mukaista toteutusjakson pidentämistä vuoteen 2020 asti. Tätä varten ympäristöministeriö teetti vuonna 2012 ulkopuolisen tutkimuksellisen väliarvioinnin METSO-ohjelman toteutumisesta ja kehittämistarpeista (Laita ym. 2012). Arvioinnin mukaan METSO-ohjelman toteuttamiseksi valtioneuvoston periaatepäätöksessä määritellyt 14 toimenpidettä parantavat käytössä olevien suojelualueiden toteuttamisen edellytyksiä ja METSO on onnistunut malli edetä kohti sille asetettuja tavoitteita. METSO on onnistunut luomaan aikaisempaa myönteisemmän suhtautumisen luonnon monimuotoisuuden suojeluun eri toimijoiden, etenkin maanomistajien keskuudessa. Arvioinnin mukaan METSO on luonut uuden, metsänomistajien vapaaehtoisuuteen ja osallistumiseen perustuvan kulttuurin luonnonsuojeluun ja monimuotoisuuden turvaamiseen. Myös tiedon lisääntyminen edistää metsänomistajien toteuttamaa omaehtoista suojelua. Arvioinnin mukaan suurin epäkohta on voimavarojen riittämättömyys, mikä koskee ohjelman toteutusta kokonaisuutena sekä erityisesti talousmetsien luonnonhoidon korvauksiin ja suojeluverkoston laajennukseen käytettäviä määrärahoja. (Laita ym. 2012)

Arvioinnissa esitetään lukuisia vaikuttavuudeltaan erisuuruisia kehitysehdotuksia, joista mainittakoon esimerkkeinä kohdennetun markkinoinnin edistäminen, metsätuhoalueiden sekä talouskäytössä olevien nuorten metsän ikävaiheiden

sisällyttäminen METSOon, korvauserusteiden tarkentaminen kattamaan myös luontoarvot sekä talousmetsien luonnonhoidon suunnitteleminen suojelualueverkostoa tukevana toimenpiteenä. Laajempaan, METSO-ohjelman ulkopuolisena kehitysehdotuksena, esitetään eri ekosysteemit kattavan Suomen luonnon monimuotoisuutta turvaavan toimenpideohjelman valmistelua METSOon lähestymistavalla ja keinoin. (Laita ym. 2012)

METSO-ohjelman ensimmäisessä väliarvioinnissa ohjelman arvioitiin parantavan luonnonsuojelun sosiaalista hyväksyntää, suojelevan varsin hyvin arvokkaimpia kohteita ja parantavan Etelä-Suomen metsien monimuotoisuutta (Koskela ym. 2010). Luonnonsuojelulainsäädännön arvioinnissa (Similä ym. 2010) METSO-ohjelman hyvinä puolina pidettiin mm. maanomistajalähtöisyyttä, laajentunutta keinovalikoimaa sekä toimijoiden verkostoitumista. Arvioinnissa tehdyn kyselytutkimuksen vastaajista suurin osa arvioi METSO-keinojen toimivan hyvin ekologisesti mielekkäiden kohteiden valinnassa. Toisaalta ohjelman vaikuttavuutta arvosteltiin mm. siitä, että vapaaehtoisuuden korostumisen takia suojelun alueellinen optimoiminen toimii heikosti eivätkä määräaikaisten rauhoitukset pysty turvaamaan suojelutavoitteita esim. vanhojen metsien ja soiden suojelussa. Kyselytutkimuksen vastaajien mukaan määräaikaista rauhoitusta tulisi tehdä vain kohteille, joiden arvotkin ovat tilapäisiä. METSO-ohjelman toteutta-



Kuva 12. METSO-elinympäristöjen turvaamiseksi vuosina 2008–2011 tehtyjen Kemera-ympäristötukisopimusten pinta-alat (ha) elinympäristöittäin Suomen metsäkeskuksen alueyksiköissä. Lähde: Tapio 2011.

miskeinojen epäiltiin myös johtavan pirstaleiseen suojelualueverkostoon.

METSO-ohjelman elinympäristötavoitteiden saavuttaminen voikin olla vaikeaa joidenkin harvinaisten ja alueellisesti esiintyvien elinympäristöjen osalta (esim. paaheympäristöt, kalkkikalliot ja ultraemäksiset maat, maankohoamisrannikon monimuotoisuuskohteet). Vuoden 2012 väliarvioinnissa tehdyn kyselytutkimuksen perusteella METSO-toimijat arvioivat ohjelman onnistuneen kohdentamaan suojelua vahvemmin tyypillisiin, monimuotoisuuden kannalta tärkeisiin elinympäristöihin kuin alueellisesti harvinaisiin ja uhanalaisiin elinympäristöihin (Laita ym. 2012). Ohjelman ei ole myöskään katsottu vastanneen riittävän hyvin kytkeytyneisyystavoitteisiin (Koskela ym. 2010; Laita ym. 2012). Nämä molemmat ongelmat liittyvät METSO:n toteuttamisen kohdentumiseen. Ohjelman alkuvaiheessa tiedottaminen METSOsta oli yleisen tason tiedotusta mm. suojelukeinoista ja luonnontieteellisistä valintaperusteista. Ohjelman edetessä on alueellisesti kohdennetun markkinoin-

nin tarve tunnistettu sekä ELY-keskuksissa että Suomen metsäkeskuksessa (METSO-tilannekatsausraportti 2011). Kohdennettua markkinointia ovat esimerkiksi suorat yhteydenotot maanomistajiin, joilla tiedetään olevan METSO-tavoitteiden kannalta kiinnostavia kohteita, sekä markkinoinnin keskittäminen seudulle, jossa esiintyy jotakin harvinaista elinympäristöä tai jolla suojelualueverkon kytkeytyneisyyttä halutaan parantaa.

METSO-ohjelman lähtökohtana on vapaaehtoisuus ja maanomistajalähtöisyys, mikä erottaa sen aiempien suojeluohjelmien ja Natura 2000 -alueiden viranomaiskeskeisemmästä toteuttamisesta. Tästä johtuen suoraa maanomistajaan kohdistuvaa suojelukeinojen markkinointia ei välttämättä nähdä kannatettavana vapaaehtoisuutta korostavassa ohjelmassa, vaikka esim. METSO-väliarvioinnissa haastatellut METSO-toimijat näkivät sen varsin yksimielisesti keinona edistää esim. kytkeytyneisyyttä (Laita ym. 2012). Kohdennetun markkinoinnin toteuttamisessa on tärkeää säilyttää metsänomistajien ja muiden tahojen luottamus toiminnan va-

paahteisuuteen. METSO-keinojen kohdennetun markkinoinnin menettelytapoja tulisi kehittää ja ohjeistaa. Joissakin ELY-keskuksissa käynnistettiin vuonna 2012 ympäristöministeriön rahoituksella erillisiä METSO-viestintähankkeita, jotka kohdentuvat esim. tiettyihin elinympäristöihin tai suoraan arvokkaita kohteita omistaviin maanomistajiin (Päivi Gummerus-Rautiainen, ympäristöministeriö, kirj. tiedonanto 30.5.2012). Hankkeista saatujen kokemusten perusteella on tarkoitus laajentaa METSON kohdennettua markkinointia ELY-keskuksissa.

Markkinoinnin kohdentaminen luonnoltaan arvokkaille alueille edellyttää valmistelutyötä (esim. tavoiteltavien elinympäristöjen ja hyvien kohteiden paikantaminen, kytkeytyneisyyden tarkastelu, kohteiden maanomistajien selvittäminen ja yhteydenotot), johon ELY-keskuksissa ja Suomen metsäkeskuksen alueyksiköissä tulisi olla riittävät resurssit. Paikkatiedon hyödyntämiseen perustuvan Zonation-päätöstukianalyysiohjelmiston käyttö tukee METSO-ohjelman kannalta tärkeiden alueiden tunnistamista ja sen avulla voidaan kohdentaa myös METSON markkinointia (METSO-tilannekatsausraportti 2011).

Elinympäristöjen kytkeytyneisyyttä heikentää keskeisesti yleinen arvokkaiden elinympäristöjen vähäisyys ja pirstoutuneisuus. Suojeltujen kohteiden väliin jäävillä alueilla kytkeytyneisyyttä voitaisiin parantaa esimerkiksi luonnonhoitotoimin (Koskela ym. 2010; Laita ym. 2012). Kemeraan kohdistuneiden leikkauksien jälkeen käytettävästä rahoituksesta ohjautuu todennäköisesti merkittävä osa päättyvien kymmenvuotisten ympäristötukisopimusten uusimiseen ja luonnonhoitohankkeiden toteuttamismahdollisuudet supistuvat.

METSON tähänastisia tuloksia arvioitaessa yksi kritiikin kohde on ollut kohteiden pienialaisuus. Se liittyy yleiseen elinympäristöjen pirstoutuneisuuteen nykyisessä metsämaaisemassa ja on tiukasti elinympäristölähtöisen suojelun yhteinen ongelma. Tässä suhteessa METSON vaikuttavuus muistuttaa lainsäädännön luontotyyppisuojelua (metsälain 10 §, luonnonsuojelulain 29 §, vesilain 2 luku 11 §), mutta vapaaehtoisuus tuo tähän oman lisänsä esimerkiksi tilarajojen vaikuttaessa suojeltavien kohteiden rajauksiin. METSO-väliarviointin (Laita ym. 2012) mukaan luonnonsuojelulain tarjoamien rahoituskeinoin turvatut kohteet kaudella 2008–2011 olivat keskimääräiseltä kooltaan 11,4 hehtaaria. Näistä valtiol-

le hankitut kohteet olivat keskimäärin 17,6 hehtaaria ja yksityismaille perustetut kohteet olivat keskimäärin pienialaisempia: pysyvät 8,5 hehtaaria ja määräaikaisten 7,2 hehtaaria. Ympäristötuki-kohteiden keskimääräinen koko valtakunnallisesti oli 5,9 hehtaaria, mutta se vaihtelee huomattavasti metsäkeskusalueittain.

METSOssa keskeisten määräaikaisten suojelukeinojen (Kemeran ympäristötuki ja LSL 25 §) kustannustehokkuutta on tarkasteltu ja verrattu pysyvän suojelun kustannuksiin (mm. Juutinen ym. 2008; Hannelius 2010; Suihkonen ym. 2011). Erilaiset suojelumenettelyt tavoitteiltaan erilaisille maanomistajille ovat METSON maanomistajalähtöistä imagoa vahvistavia. Joissakin tilanteissa määräaikaisten rauhoitus voi olla ainoa keino arvokkaan kohteen turvaamiseksi, ja toisinaan se taas antaa maanomistajalle harkinta- ja sopeutumisajaa ennen mahdollista pysyvää rauhoituspäätöstä. Metsänomistajat ovat useammin kiinnostuneita toteuttamaan omalla maallaan luonnonhoitohankkeita tai määräaikaista suojelua kuin pysyviä suojeluratkaisuja (Koskela 2011). METSO-väliarvioinnissa suositellaan, että määräaikaisen sopimuksen umpeutuessa metsänomistajalle tarjotaan koko METSO-keinovalikoimaa kohteen turvaamiseksi (Laita ym. 2012).

Koska METSO-ohjelmaan osallistuminen on vapaaehtoista, korvauksen suuruus voi vaikuttaa ratkaisevasti suojelupäätökseen (Kumela ja Koskela 2006; Hujala ym. 2010; Koskela 2011). Jos kohde ostetaan valtiolle, maksetaan maanomistajalle alueen käyvän hinnan mukaan, joka lasketaan pääsääntöisesti metsätaloudellisen arvon perusteella. Jos kohde suojellaan yksityisenä luonnonsuojelualueena, korvaus sovitaan maanomistajan kanssa, ja se perustuu pääsääntöisesti alueen puuston arvoon. Ympäristötukisopimuksessa korvauksen laskennan pohjana käytetään kohteelta välittömästi hakattavissa olevan puustoon määrää sekä vuosittain vaihtuvia keskikantohintoja. Luontoarvot eivät siis sinällään vaikuta korvauksen määräytymiseen, vaikka esimerkiksi yksityistä luonnonsuojelualuetta perustettaessa tietty neuvotteluväri onkin olemassa. (Puumäärä vaikuttaa eniten... 2011; METSO on hyvä... 2012) Pelkästään puuston arvon perusteella laskettaessa maksettavat korvaukset voivat esimerkiksi myrskytuhokohteesta tai kalkkikalliosta jäädä suhteellisen pieniksi eivätkä välttämättä motivoi maanomistajaa rauhoituspäätökseen tai kohteen myymiseen.

Metsäsertifiointi ja metsänhoitosuosituks

2.4.1

Metsäsertifiointi

Metsäsertifiointin tavoitteena on osoittaa puutuotteiden kuluttajille, että sertifioitu raaka-aine on peräisin kestävästi hoidetuista metsistä. Sertifiikaatin voi saada, jos metsien hoito ja käsittely täyttävät ennalta sovitut vaatimukset (kriteerit). Suomessa on käytössä kaksi eri metsäsertifiointijärjestelmää, PEFC-järjestelmä (Programme for the Endorsement of Forest Certification; Suomen PEFC-standardi 2009a, 2009b) ja ekologisesti tiukempi FSC-järjestelmä (Forest Stewardship Council; Suomen FSC-standardi 2011). Molemmat standardit ovat kansainvälisesti kehitettyjä kestävänsä metsätalouden kriteeristöön perustuvia järjestelmiä.

Sertifiointi on metsänomistajille vapaaehtoista. Suomessa PEFC-metsäsertifiointistandardi (ja sitä edeltäneet SMS- ja FFC-standardit) ovat kattaneet jo pitkään noin 95 % Suomen talousmetsistä. FSC-sertifiointin piiriin kuului pitkään vain noin 10 000 ha, kunnes tuoreimman FSC-kriteeristön (Suomen FSC-standardi 2011) hyväksynnän myötä FSC-sertifiointin piirissä olevan metsän pinta-ala on kasvanut yli 430 000 hehtaariin (Anniina Kostilainen, FSC-Suomi, kirj. tiedonanto 30.10.2012).

PEFC-sertifiointin metsänomistajien yleisesti käyttämässä ryhmäsertifiointin kriteeristössä (Suomen PEFC-standardi 2009b) on 29 kriteeriä, jotka tarkistetaan viiden vuoden välein. Viimeksi tarkistus tehtiin vuosina 2008–2009, ja tarkistetut kriteerit otettiin käyttöön 2010. Kriteereistä luontotyyppien turvaamisen kannalta olennainen on *kriteeri 10*, joka edellyttää arvokkaiden elinympäristöjen ominaispiirteiden säilyttämistä. Lakisääteisesti turvattavien elinympäristöjen (LSL 29 §, MetsäL 10 §) lisäksi kriteerissä luetellaan seitsemän luonnonsuojelullisesti arvokasta elinympäristöä (tietolaatikko 5). Metsänomistajakohtaisessa sertifiointin kriteeristössä (Suomen PEFC-standardi 2009a) vastaava arvokkaiden elinympäristöjen ominaispiirteiden säilyttämisen kriteeri on *kriteeri 8*.

Standardin mukaan edellä mainittujen luonnonsuojelullisesti arvokkaiden elinympäristöjen biologista monimuotoisuutta luonnehtivat tärkeimmät ominaispiirteet tulee säilyttää valtaosalla ao. kohteesta. Elinympäristöjen tulee olla tärkeimmiltä ominaispiirteiltään luonnontilaisia, selvästi maastossa havaittavia ja tunnistettavia. Elinympäristökohtaisesti on määritelty tärkeimmät säilytettävät

Tietolaatikko 5. PEFC-ryhmäsertifiointin kriteerin 10c mukaiset luonnonsuojelullisesti arvokkaat elinympäristöt (Suomen PEFC-standardi 2009b).

- Supat ja luontaisesti puuttomat tai vähäpuustoiset paahderinteet
- Ojittamattomat korvet
- Ojittamattomat lettorämeet
- Ojittamattomat letot Lapin läänissä
- Lehtipuuvaltaiset lehdot
- Luonnontilaiset tulvametsät ja metsäluhdat
- Puustoltaan vanhat metsät (ikä yli 1,5-kertainen kiertoaikaan nähden), puusto on yleensä vaihtelevan kokoista, ja se on muodostunut useasta latvuskerroksesta ja puulajista tai kyseessä on myöhäisen sukkessiovaiheen kuusikko. Puustoa ei ole käsitelty 60 vuoteen. Puustossa on vanhoja lehtipuita sekä lahopuita, keloja ja maapuita vähintään 15 % (Etelä-Suomi) tai 20 % (Pohjois-Suomi) puuston tilavuudesta.

ominaispiirteet sekä keinot näiden ominaispiirteiden säilyttämiseksi. Kriteerin vaatimukset täyttyvät, kun yhden hehtaarin laajuiset tai sitä pienemmät elinympäristöt rajataan kokonaisuudessaan toimenpiderajoitusten mukaisesti. Yli hehtaarin laajuisissa kohteissa rajataan yhden hehtaarin alue. Metsänomistajakohtaisesti kriteeriä voidaan lieventää, jos kriteerissä tarkoitettujen arvokkaiden elinympäristöjen pinta-alaosuus ylittää 5 % metsänomistajan sertifiointialueella omistamasta metsä- ja kitumaan alasta. Tällöin kohteita voidaan jättää toimenpiderajoitusten ulkopuolelle.

PEFC-sertifiointin *kriteeri 11* edellyttää luonnontilaisien ja harvinaistuneiden suotyypin turvaamista (Suomen PEFC-standardi 2009b). Harvinaistuneilla suotyypeillä tarkoitetaan Metsähallituksen ympäristöoppaan (Heinonen ym. 2004) liitteessä 3 lueteltuja uhanalaisia suotyyppejä (tietolaatikko 6). Kriteerin mukaan luonnontilaisia soita ei uudisojiteta ja kunnostusojituksia tehdään vain sellaisilla alueilla, joilla ojitus on lisännyt selvästi puuston kasvua. Kunnostusojituksessa ja muussa vesitalouden järjestelyssä otetaan kriteerien mukaan erityisesti huomioon harvinaistuneet suotyypit sekä niiden luonnontilaan palautumisen mahdollisuudet. Harvennushakkuin säännöllisesti hoidettua metsää, joka ei sisälly kriteerissä 10 määriteltyihin erityisen arvokkaisiin elinympäristöihin, ei pidetä kriteerin tarkoittamana luonnontilaisena suona (Suomen PEFC-standardi 2009b). Lisäksi kriteerien mukaan uudisojituksella ei tarkoiteta yksittäisten laskuojien tekoa luonnontilaisille soille välttämät-

Tietolaatikko 6. PEFC-ryhmäsertifioinnin kriteerin 11 tarkoittamat harvinaistuneet suoluontotyypit (Heinonen ym. 2004).

Keidassuovyöhyke:

- Ruohokorpi, kalvakka nevaräme, rimpinen nevaräme

Aapasuovyöhyke:

- Käenkaali-kurjenpolvi-mustikkakorpi, *Carex nigra*-nevakorpi, koivuluhta, keidasräme, kuljuneva

Keidas- ja aapasuot paitsi Metsä-Lappi:

- Lettokorpi, lettoräme, rimpiletto

Koko Suomi:

- Lehtokorpi, saniaiskorpi, lähdekorpi, luhtalletto, lähdeletto, varsinainen letto, koivuletto, lettoneva, *Alnus*-luhta, tihkupinta, mesotrofinen lähteikkö, meso-eutrofinen lähteikkö, eutrofinen lähteikkö

tömästä ojitusteknisestä syystä. Kunnostusojitusalueisiin sisältyviä ojittamattomia suoalueen osia voidaan ojittaa, mikäli se on tarkoituksenmukaista ojitusalueen vesitalouden järjestelyn kannalta eikä vaaranna merkittävästi kunnostusojitusalueella suo- ja metsäluonnon monimuotoisuutta.

PEFC-standardissa *kriteeri 12* koskee uhanalaisien lajien tunnettujen elinpaikkojen turvaamista. Turvaaminen koskee erityisesti suojeltavien lajien kohteita, joille on tehty erityisesti suojeltavan lajin rajauspäätös sekä muita uhanalaisten lajien esiintymiä, jos alueellinen ympäristöviranomais on antanut kohdekohtaisen käsittelyohjeen.

Standardissa on säädökset myös säästö- ja lahoppuun jättämisestä harvennus- ja uudistushakkuualoille (*kriteeri 13* "Säästö- ja lahoppuustoa jätetään metsätalouden toimenpiteissä"). Jätettyjen säästö- ja lahoppuiden lukumäärän tulee sertifioitulla alueella olla yhteensä keskimäärin vähintään 5–10 kappaletta hehtaarilla.

Kriteerin 17 mukaan vesistöjen ja pienvesien läheisyydessä toimittaessa huolehditaan vesien suojelestusta jättämällä niiden varteen kiintoaine- ja ravinnekuormitusta sitova suojakaista. Rannan suojakaistalta on kuitenkin mahdollista korjata muuta puustoa kuin kaistalle mahdollisesti jätettyjä kriteerissä 13 mainittuja säästöpuuta, tehdä taimikonhoitotöitä ja raivata pensaikkoa maisemallisista syistä. Kantojen nosto, lannoitus, maanmuokkaus ja kemialliset kasvinsuojeluvälineet ovat kiellettyjä. Sertifioinnissa katsotaan, että suojakaista on säilynyt kriteerin edellyttämällä tavalla silloin, kun

vesistöön tai pienveteen rajoittuvan, vähintään viisi metriä leveän suojakaistan pituudesta yli 90 prosentilla on maanpinta pysynyt rikkoutumattomana.

PEFC-standardin mahdollisuudet turvata laajasti merkittäviä elinympäristöjä ovat rajalliset siihen sisältyvien kohteen kokoon liittyvien lievennysten (enintään 1 ha), turvattavan kohteen tiukkojen luonnontilaisuus- tai lahoppuunmäärävaatimusten ja sallittujen käsittelyjen vuoksi. Luonnontilaisuus- ja lahoppuunvaatimusten mukaan esimerkiksi kriteerin 10 perusteella turvattavilta ojittamattomilta korvilta edellytetään lahoppuuta tai kuollutta puuta vähintään 20 m³/ha. Lisäksi kriteeri rajoittaa vain korpien, tulvametsien ja metsäluhtien ojittamista, mutta puustoa voidaan käsitellä harvennus- ja suojuuspuuhakkuuin tai yksittäisiä puuta poistamalla. Kriteerin 10 mukaisilta puustoltaan vanhoilta metsiltä puolestaan edellytetään, ettei niiden puustoa ole käsitelty 60 vuoteen ja että vähintään 15 % (Etelä-Suomi) tai 20 % (Pohjois-Suomi) puuston tilavuudesta on lahoppuuta, keloja, ja maapuita. Tällaisia kohteita on käytännössä vain pitkään suoje- lun piirissä olleilla alueilla (Pekka Punttila, Suomen ympäristökeskus, kirj. tiedonanto 25.10.2012).

FSC-standardi koostuu kymmenestä periaatteesta, 54 kriteeristä ja niihin liittyvistä indikaattoreista (Suomen FSC-standardi 2011). Elinympäristöjen turvaamiseen liittyy etenkin periaate 6 "Ympäristövaikutukset". Periaatteen mukaan metsätaloudessa ylläpidetään metsän ekologista toimintaa ja eheyttä suojelemalla luonnon monimuotoisuutta ja siihen liittyviä arvoja, vesivarjoja, maaperää sekä ainoalaatuisia ja herkkiä ekosysteemejä ja alueita. Periaatteeseen liittyy useita kriteerejä, joiden mukaan metsänomistajan on muun muassa:

- Otettava huomioon harvinaiset ja uhanalaiset lajit sekä niiden elinympäristöt.
- Ylläpidettävä metsäpaloista riippuvaisen lajiston elinympäristöjä kulotuksilla ja poltoilla.
- Käytettävä suojavyöhykkeitä ojituksessa, maanmuokkauksessa ja avohakkuussa siten ettei kalataloudellisesti ja luonnonsuojelullisesti arvokkaiksi todettujen pienvesien ja jokien veden laatu heikkene.
- Säästettävä metsätaloustoimenpiteissä kuolleita puuta (rinnankorkeusläpimitta yli 10 cm) aina vähintään 20 kpl/ha, kun niitä löytyy alueella (ei estä puunkorjuuta merkittävien sien- ja hyönteistuhojen uhatessa; Laki metsän hyönteis- ja sienituhojen torjunnasta 263/1991). Lehtilahoppu säästetään aina.
- Jätettävä uudistushakkuualoille pysyvästi keskimäärin vähintään 10 järeää elävää säästöpuuta hehtaaria kohden.

- Säästettävä monimuotoisuuden kannalta arvokkaita eläviä puita, kuten muun muassa yksittäiset valtapuustoa selvästi järeämmät puut, tietyn kokoluokan jalopuut, kolopuut, petolintujen pesäpuut ja palokoroiset männyt.
- Varmistuttava havupuuvältaisten metsien riittävästä lehtipuuosuudesta.
- Säilytettävä taimikohdossa lehtipuita vähintään 10 % runkoluvusta.
- Rajattava erityiskohteet, joilla on erityistä merkitystä metsäekosysteemin monimuotoisuuden tai metsien rakenteen monipuolistamisen kannalta.
- Jätettävä määritellyt arvokkaat elinympäristöt ja eräät lajiensuojelun kannalta erityisen tärkeät kohteet metsätalouden ulkopuolelle. Suojelutavoitteita tukevat hoitotoimenpiteet ovat alueilla mahdollisia. Arvokkaat elinympäristöt voivat olla joko lakiperusteisia (kriteeri 6.4.1.1, tietolaatikko 7) tai muita aina säilytettäviä kohteita (kriteeri 6.4.1.2, tietolaatikko 8). Lisäksi arvokkaiden kohteiden rajauksien tulee olla riittäviä kohteiden ominaispiirteiden säilyttämisen kannalta.
- Kasvillisuudeltaan edustavia lehtoja, jotka eivät kuulu indikaattorin 6.4.1 mukaisiin kohteisiin, tulee hoitaa siten, että edellytykset vaateliaan ja monipuolisen lehtolajiston säilymiselle turvataan.

Lisäksi kriteerin 6.4.1 mukaan muuten huomioitavia kohteita ovat harjujen valorinteet sekä hakamaat ja metsäniityt.

FSC-sertifioinnissa edellytetään, että metsänomistaja (> 20 ha) säästää vähintään 5 % sertifioidun alueen metsämaasta metsätalouden ulkopuolelle luonnon monimuotoisuuden turvaamiseksi. Näitä kohteita ovat edellä kuvatut arvokkaiden elinympäristöjen lakiperusteiset sekä

Tietolaatikko 7. FSC-sertifioinnin kriteerin 6.4.1.1 mukaiset arvokkaiden elinympäristöjen lakiperusteiset kohteet (Suomen FSC-standardi 2011).

- Metsälain 10 §:n erityisen tärkeät elinympäristöt
- Luonnonsuojelulain 29 §:n suojellut luontotyypit
- Luonnonsuojelulain 39 §:n suurten petolintujen pesäpuut
- Luonnonsuojelulain 47 §:n erityisesti suojeltavien lajien esiintymispaikat
- Luonnonsuojelulain 49 §:n luontodirektiivin liitteen IV (a) lajien lisääntymis- ja levähdyspaikat
- Vesilain 15 a §:n ja 17 a §:n kriteerit täyttävät pienvedet

aina säästettävät kohteet. Säästettävät alueet ovat pysyviä. Lisäksi edellytetään, että metsänomistaja (> 20 ha) rajaa erityiskohteet, joilla on merkitystä metsäekosysteemin monimuotoisuuden kannalta tai metsien rakenteen monipuolistamisen kannalta. Näiden erityiskohteiden tulee yhdessä edellä kuvattujen arvokkaiden elinympäristöjen kanssa kattaa vähintään 10 %:n osuus sertifioidusta metsämaasta. Erityiskohteiksi voidaan laskea myös sellaiset metsiköt, joille on asetettu normaalista poikkeava ympäristötavoite ja tätä tavoitetta tukevat toimenpiteet, kuten esim. kohteet, joihin annetaan kehittyä yli 10 m³ lahoppuuta hehtaarille, kulutuskohteet jne.

Arvokkaiden elinympäristöjen, monimuotoisuuden turvaamiseksi rajattujen alueiden ja erityiskohteiden määrittelyä koskevista määräajoista FSC-standardissa on annettu erikseen tulkintaohje (Suomen FSC-yhdistys 2012).

Periaateeseen 6 liittyvää kriteeristöä ei ole edellä esitetty kattavasti. Jokaiseen kriteeriin liittyy vielä tarkennuksia ja määritelmiä, joita ei tässä ole tarkemmin esitetty. Osa kriteereistä koskee vain tietynkokoisten metsäpalstojen omistajia. Huomion arvoista kuitenkin on, että arvokkaita elinympäristöjä on huomattavan laaja joukko, ja kyseiset kohteet ovat aina säästettäviä niiden koosta riippumatta. Myös lakiperusteisesti turvattavat kohteet (tietolaatikko 7) ovat aina säilytettäviä, vaikka ympäristöviranomainen ei olisi tehnyt kohteelle rajauspäätöstä.

Myös periaate 9 "Suojeluarvoltaan merkittävien metsien ylläpito" turvaa arvokkaita metsäelinympäristöjä. Periaatteen mukaan suojeluarvoiltaan merkittävien metsien käsittelyn tulee ylläpitää tai parantaa ominaisuuksia, joihin metsän suojeluarvo perustuu. Lisäksi näitä kohteita koskevat päätökset tulee tehdä varovaisuusperiaate huomioon ottaen. Korkean suojeluarvon alueet (HCV) on lueteltu erikseen standardin liitteessä (Suomen FSC-standardi 2011, liite 9) ja ne ovat:

- Natura 2000 -alueet, lakisääteiset suojelualueet sekä valtakunnallisten suojeluohjelmien kohteet
- Maakuntakaavojen suojelualueet (S- ja SL-alueet) ja voimassa olevien maakuntakaavojen suojelualuevaraukset
- Alueet, joilla esiintyy laaja-alaisina ja yhtenäisinä FSC-standardin 6.4.1:n mukaisia elinympäristöjä
- Kansainvälisesti arvokkaat lintualueet (IBA) ja kansallisesti arvokkaat lintukosteikot (FINIBA). Koskee arvokkaita lintualueita niiden vuonna 2010 voimassa olleen määritelmän mukaan.

- I- ja II-luokan pohjavesialueet
- Vesitaloudeltaan pääosin luonnontilaisina säilyneet laajat suomuodostumat hemi-, etelä- ja keskiboreaalaisella vyöhykkeellä
- Erämaa-alueet.

FSC-sertifikaatti on PEFC-sertifikaattia ekologisesti tiukempi ja luontotyyppejä paremmin turvaava. Sitä sovelletaan kuitenkin toistaiseksi selvästi pienemmällä pinta-alalla kuin PEFC-sertifikaattia. PEFC-sertifikaatin ekologista vaikuttavuutta parantaisi etenkin arvokkaiden elinympäristöjen pinta-alallisten lievennysten poistaminen, serti-

fioinnin turvaamien elinympäristöjen joukon laajentaminen sekä lahopuun ja säästöpuiden määrävaatimusten nostaminen. Luontotyyppien ja luonnon monimuotoisuuden turvaamista edistäisi, jos FSC-sertifikaattia sovellettaisiin nykyistä suuremmalla osuudella metsäalasta ja FSC-standardin mukaiset arvokkaat elinympäristöt määritelmiseen sisällytettäisiin metsänhoitosuosituksiin.

Luontokohteiden säilymistä yksityismetsien ja metsäteollisuuden metsien uudistushakkuualueilla seurataan osana talousmetsien luonnonhoidon laadunarviointia (ks. luku 2.2.2.1; Tapio 2012).

Tietolaatikko 8. FSC-sertifioinnin kriteerin 6.4.1.2 mukaiset arvokkaiden elinympäristöjen muut aina säädettävät kohteet (Suomen FSC-standardi 2011).

- Metsälain 10 §:n erityisen tärkeän elinympäristön kriteerit täyttävät kohteet niiden koosta ja alueellisesta yleisyydestä riippumatta
- Erikseen määritellyt runsaslahopuustoiset kangasmetsät ja turvekankaat (ks. tarkemmin Suomen FSC-standardi 2011, liite 7)
- Vanha- ja lahopuustoiset metsäiset kalliot, jyrkänteet ja louhikot (ks. tarkemmin Suomen FSC-standardi 2011, liite 8)
- Kuusivaltaiset varttuneet ja sitä vanhemmat tuoreet lehdot, joissa lahopuuta (vähintään 10 vuoden aikana muodostunutta, rinnankorkeusläpimitta > 10 cm) yli 15 m³/ha
- Sekapuustoiset varttuneet ja sitä vanhemmat lehdot, joissa lahopuuta (vähintään 10 vuoden aikana muodostunutta, rinnankorkeusläpimitta > 10 cm) yli 10 m³/ha
- Puustorakenteeltaan luonnontilaiset ja luonnontilaisen kaltaiset varttuneet tai sitä vanhemmat lehtipuustoiset (>50 %) lehdot, joissa on lehtilahopuuta yli 5 m³/ha
- Vesitaloudeltaan luonnontilaiset ja luonnontilaisen kaltaiset kosteat lehdot sekä lehdot, joissa on vanhoja, kookkaita tai lahovikaisia jalopuita
- Tulvametsät
- Kuusivaltaiset supat (ks. Meriluoto ja Soininen 1998)
- Uomiltaan luonnontilaiset tai luonnontilaisen kaltaiset joet ja purot ranta-alueineen (vähintään 20 m puustoinen rantavyöhyke)¹ sekä lähteet vastaavalla vyöhykkeellä. Tämä ei koske avohakkuualueita, taimikoita ja nuoria havupuuvaltaisia kasvatusmetsiä. Tätä vanhemmissa, yhden puulajin tasarakenteisissa metsissä harvennus- väljennys- ja poimintahakkuut ovat sallittuja suojavyöhykkeellä siltä osin kuin se ylittää 6.5.1 mukaisen vaatimuksen.
- Eri-ikäisrakenteiset tai näkyvästi lahopuustoa sisältävät vesistöjen ja pienvesien reunametsät (vähintään 30 m puustoinen rantavyöhyke)
- Luonnontilaiset ja luonnontilaisen kaltaiset fladat ja kluuvijärvet ranta-alueineen (vähintään 30 m vyöhykkeellä)
- Maankohoamisrannikon metsien luonnontilaiset tai luonnontilaisen kaltaiset kehityssarjat tai yksittäiset edustavat kehityssarjan osat³
- Vesitaloudeltaan luonnontilaiset ja luonnontilaisen kaltaiset korvet, rämeet, nevat, letot ja metsäluhdat⁴
- Luonnontilaiset ja luonnontilaisen kaltaiset kitu- ja joutomaat

¹ Määrittely koskee myös lyhyitä, uomaltaan luonnontilaisia tai luonnontilaisen kaltaisia joki- ja puro-osuuksia.

² Kriteerin täyttävät metsiköt poikkeavat puustoltaan hoidetusta metsiköstä. Näiden metsiköiden puustossa on muuallakin kuin välittömästi veden ja metsän vaihtumisvyöhykkeessä luontaisen uudistumisen ja metsän aukkoisuuden vuoksi syntynyttä kerroksellisuutta, eri-ikäisiä puita ja eri puulajeja.

³ Koskee niitä kohteita, joiden edustavuus luontodirektiivin luontotyyppimäärittelyn (Natura 2000 -luontotyyppiopas) perusteella merkittävä, hyvä tai edustava.

⁴ Ei koske niitä hakkuin käsiteltyjä rämeitä ja korpia, joita ei ole luokiteltu uhanalaiseen suotyyppiin omalla tarkastelualueellaan (Etelä-Suomi, Pohjois-Suomi). Näiden mahdollinen käsittely tapahtuu vesitalouteen puuttumatta poiminta-, kaistale- tai pienaukkohakkuin.

Yksityismaiden metsänhoitosuosituks

Hyvän metsänhoidon suositusten yleisenä tavoitteena on edistää metsien kestävää hoitoa ja käyttöä (Tapio 2006a; Ruotsalainen 2007). Ne on tehty kestävä metsätalouden peruslinjauksiksi, ja niissä esitellään talousmetsiin suositeltavat kestävä metsänhoidon periaatteet ja menetelmät. Suositusten tekemiseen ovat osallistuneet kaikki keskeiset metsätalouden toimijat. Suosituksissa eri kestävyiden näkökulmat (taloudellinen, ekologinen, sosiaalinen, kulttuurinen) on sovitettu yhteen. Ekologisella kestävyydellä tarkoitetaan metsien, soiden ja vesistöjen monimuotoisuuden ja vesien puhtauden säilyttämistä. Metsänomistaja päättää, miten ja missä määrin metsänhoitosuosituksen mukaisia tavoitteita ja toimia hänen metsässään toteutetaan (Saaristo ym. 2009). Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio on aloittanut suositusten päivittämisen, jonka on tarkoitus valmistua vuonna 2013. Tässä keskitytään luonnon monimuotoisuuden turvaamisen ja vesiensuojelun tavoitteisiin metsänhoitosuosituksissa. Monimuotoisuustavoitteita suositellaan toteutettaviksi siten, että talousmetsien hoidossa ja käytössä säilytetään arvokkaat elinympäristöt ja monimuotoisuudelle tärkeitä metsän rakennepiirteitä pyritään säilyttämään ja lisäämään.

Metsänhoitosuosituksen mukaan talousmetsien arvokkaat elinympäristöt ovat selvästi havaittaviin ominaisuuksien perusteella maastossa erottuvia maastonkohtia tai metsiköitä. Ominaisuudet muodostuvat poikkeavasta maaperästä, maastonmuodosta, vesitaloudesta, rehevyydestä, kasvillisuudesta tai puuston rakenteesta sekä näiden erilaisista yhdistelmistä. Tavoitteena on, että arvokkaiden elinympäristöjen luonnonarvot lisääntyvät, kun ne tunnustetaan ja rajataan ja ominaisuudet otetaan huomioon metsän käsittelyssä. Jos elinympäristölle on ominaista avoimuus ja valoisuus, suositellaan niitä ylläpitäviä hakkuita. Avoimia ja valoisia elinympäristöjä ovat harjujen paahderinteet ja kuivat lehdot sekä kulttuurivaikutteiset tuoreet lehdot ja perinnemaisemat. Muiden kohteiden hakkuiseen ei pääsääntöisesti ole suositusten mukaan luonnonhoidollisia perusteita. Käsittelemättömyys edistää monimuotoisuudelle tärkeän lahoppuun muodostumista, jolloin arvokkaihin elinympäristöihin muodostuu pienialaisia lahoppuukeskittyviä -jatkumia (Tapio 2006a).

Erikseen on annettu suositukset turvemaiden metsänhoidolle (Ruotsalainen 2007). Niiden mukaan ojituksessa säästyneet erityisen tärkeät elinympäristöt suositellaan jätettäväksi kunnostusojituksessa kaiken toiminnan ulkopuolelle. Koska arvokkaalle elinympäristölle on tärkeää sille omi-

naisen vesitalouden säilyminen, kohteen ympärille tulisi suositusten mukaan jättää riittävän laaja suoja-alue. Monimuotoisuudelle tärkeitä metsikön rakennepiirteitä (kuten lahoppu, maapuu) pyritään säilyttämään ja lisäämään turvemaiden metsissä.

Osa metsänhoitosuosituksen mukaisista arvokkaista elinympäristöistä on luonnonsuojelulain 29 §:n suojeltuja luontotyyppisiä tai metsälain 10 §:n erityisen tärkeitä elinympäristöjä. Lisäksi suositellaan turvattaviksi muita arvokkaita elinympäristöjä, joita ovat FFCS-metsäsertifiointin (Suomen FFCS-standardi 2003), sittemmin PEFC-sertifioinnin (ks. luku 2.4.1) kriteerin 10c seuraavat elinympäristöt: tulvametsät ja metsäluhdut, korvet, letot Lapin läänissä, paisterinteet ja supat, luonnonsuojelullisesti arvokkaat vanhat metsät (Tapio 2006a). Lisäksi suositusten mukaan turvattavia ovat elinympäristöt, joissa on monimuotoisuudelle tärkeitä rakennepiirteitä, mutta jotka eivät täytä luonnonsuojelulain, metsälain tai metsäsertifiointin kriteerejä sekä ruohoiset suot, hakamaat ja metsäniityt.

Monimuotoisuudelle tärkeitä rakennepiirteitä, joita pyritään säilyttämään ja lisäämään ovat lehtipuusto, lahoppu, hiiltynyt puu sekä järeät ja yli-ikäiset puuyksilöt. Kasvatus- ja uudistushakkuissa suositellaan jätettäväksi säästöpuuta, joihin suositaan haapaa ja jaloja lehtipuita. Uudistushakkuualoille jätettävien säästöpuiden määräksi suositellaan keskimäärin vähintään 5–10 elävää puuta hehtaarille. Vanhat ja kuolleet puut ovat puulajista riippumatta tärkeitä monimuotoisuudelle.

Rantametsien käsittelyssä metsänhoitosuosituksen näkökulma on PEFC-sertifiointia laajempi ja monipuolisempi. Rantaan suositellaan jätettäväksi vaihtelevan levyinen suojavyöhyke, joka estää kiintoaineksen ja ravinteiden kulkeutumisen vesistöön (Tapio 2006a). Myös maisemallisia arvoja korostetaan. Metsänhoidossa rantametsien luonnonhoito suositellaan otettavan huomioon keskittämällä säästöpuuta rantaan tai rajaamalla erityisiä rakennepiirteitä sisältävä kohde käsittelyn ulkopuolelle. Vesistöjen varsille tyypilliset arvokkaat elinympäristöt suositellaan turvattaviksi kuten metsänhoidossa yleensä. Hakkuit suositellaan sopeuttamaan luontevasti siten, että rantaan jäävä puusto vaihtelee maaston ja maiseman mukaisesti. Pienet saaret ja rantakallioiden metsiköt suositellaan jättämään mahdollisuuksien mukaan kokonaan hakkaamatta.

Yleisesti ottaen metsänhoitosuosituks edistävät monimuotoisuustavoitteiden huomioon ottamista yksityismaiden metsänhoidossa ja edistävät luontotyyppien turvaamista. Metsänomistaja kuitenkin päättää itsenäisesti suositusten mukaisten toimien toteuttamisesta ja/tai arvokkaiden koh-

teiden jättämisestä kokonaan metsänhoitotoimien ulkopuolelle. Sertifiointiin liittyvät velvoitteet ovat sitovia silloin, kun metsänomistaja on liittänyt alueensa sertifiointiin piiriin (ks. luku 2.4.1).

2.4.3

Valtionmaiden metsänhoitosuositukset

Valtion talousmetsissä tarkastellaan Metsähallituksen metsätalouden ympäristöoppaan (Päivinen ym. 2011) mukaan metsää maisematasolla kokonaisuutena, jossa erityyppisillä alueilla on erilaiset monimuotoisuuden turvaamiskeinot. Talousmetsistä osa määritellään ekologiseen verkostoon kuuluviksi erityisalueiksi, jotka jätetään kokonaan metsänkäsittelyn ulkopuolelle tai joita voidaan käsitellä varovasti.

Ekologinen verkosto koostuu ytimistä, yhteyksistä ja tukialueista. Ytimet on määritelty kokonaan metsätalouden ulkopuolelle, ja ne ovat etupäässä lakisääteisiä suojelualueita, mutta myös talousmetsien luontokohteita. Talousmetsien luontokohteiksi luetaan joukko arvokkaita elinympäristöjä. Talousmetsien luontokohteilla ja muilla ekologisen verkoston ydinalueilla pitkän aikavälin lahpuutavoitteeksi on asetettu 30 m³/ha. (Päivinen ym. 2011)

Ekologisen verkoston yhteydet muodostuvat ekologisista käytävistä ja askelkivistä. Niiden pitkän aikavälin lahpuutavoite on 20–30 m³/ha. Tukialueet ovat mm. ympäristöarvometsiä, pienten suojelualueiden reunavyöhykkeitä ja lajiesiintymiä. Näiden alueiden pitkän aikavälin lahpuutavoite on 20 m³/ha. Normaalin metsätalouden piirissä olevien valtion talousmetsien lahpuutavoite on 10 m³/ha. (Päivinen ym. 2011)

Hakkuu ja muu metsien käsittely rajataan kivennäismaiden metsämaalle ja metsänkasvatuskelpoisille turvemaille. Kivennäismaiden kitumailla ja ojitustoiminnan ulkopuolelle jäävillä turvemaiden kitumailla ei hakkuuta tehdä. Ojitetuilla turvemaiden kitumailla voidaan kuitenkin tehdä puuston käsittelyä alueen ennallistamiseksi. (Päivinen ym. 2011)

Metsähallituksen talousmetsien metsämaasta 21 % on rajoitetussa käytössä tai metsätaloustoimien ulkopuolella. Metsätaloustoiminnan ulkopuolelle kokonaan jätetyt alueet ovat esimerkiksi edellä mainittuja luontokohteita (tietolaatikko 9). Talousmetsien luontokohteet määritetään joko alue-ekologisessa tarkastelussa, muussa inventoinnissa tai toimenpidesuunnittelun yhteydessä.

Luontokohteisiin sisältyvät mm. metsälain 10 §:ssä ja luonnonsuojelulain 29 §:ssä määritellyt arvokkaat elinympäristöt, mutta niiden tilastointi on jossain määrin epävarmaa (ks. luku 2.2.2.1). Suomen luontotyyppien uhanalaisarvioinnissa ko-

ko maassa uhanalaisiksi (VU, EN, CR) luokitellut luonnontilaiset metsäluontotyytit sisältyvät Metsähallituksen ympäristöoppaan mukaan johonkin jo olemassa olevaan Metsähallituksen luontokohteen määritelmään (Päivinen ym. 2011). Luontokohteisiin sisältyy myös luonnontilaisen kaltaisia uhanalaisia luontotyyppijä (Päivinen ym. 2011). Kaikki Metsähallituksen metsätalouden luontokohteet kirjataan Metsähallituksen paikkatietojärjestelmään käyttäen tietolaatikon 9 mukaista luokittelua.

Metsähallituksen metsätalouden ympäristöoppaan mukaan (Päivinen ym. 2011) myös perinnebiotooppien sekä luonnontilaiset rannikon, sisävesien, soiden, kallioiden ja tuntureiden uhanalaiset luontotyytit jäävät Metsähallituksen metsätalouden mailla aktiivisen metsätalouden ulkopuolelle.

Kivennäismaiden talousmetsissä kaikki lehdot jätetään pääsääntöisesti taloustoiminnan ulkopuolelle, ja alueilla, joita luonnehtivat karummat metsätyypit, myös rehevät luonnontilaisen kaltaiset ja ympäristöstään selvästi poikkeavat lehtomaiset kankaat jätetään pääsääntöisesti käsittelemättä. Tällaisia lehtomaisia kankaita voi olla esim. vaarojen välisissä notkoissa. Lehtomaisilla kankailla

Tietolaatikko 9. Metsähallituksen metsätalouden luontokohteet (Erkki Hallman, Metsähallitus, kirj. tiedonanto 25.10.2012).

- pienvesi
- lähde
- puron-, noronvarsimetsä
- lammen reunametsä
- suppa
- paisterinne
- kallio
- jyrkänne, varjorinne
- rotko, kuru
- lehto
- jalopuumetsikkö
- rehevä suo
- suon metsäsaareke
- jokimuodostuma
- tulvamaa (rantaluhdat)
- karu suo
- puustoinen luhta
- aarniometsikkö
- vanha lehtimetsikkö
- nuori sukkessiovaihe
- palanut pystymetsä
- perinneympäristö
- haapa- tai jalopuuryhmä
- runsaslahpuustoinen kangasmetsä
- tuulenkaatoryhmä

pienien luonnontilaisten lehtojen rajalla vältetään uudistushakkuita. Lehtoon rajautuvia osia voidaan tarvittaessa käsitellä erirakenteistavin hakkuin. (Päivinen ym. 2011)

Harjujen varjoympäristöt, syvät notkot ja supat jätetään pääsääntöisesti käsittelemättä varjoisuuden ja kostean pienilmaston ylläpitämiseksi. Sen sijaan paahderinteiden hoidon tavoitteena on niiden paahteisuuden ja valoisuuden lisääminen. Monimuotoisuuden kannalta arvokkaat tuulenkaatoryhmät voidaan merkitä luontokohteiksi hyönteis- ja sienituholain puitteissa. Pienehköt monimuotoisuuden kannalta merkittävät metsäpaloalueet jätetään toimenpiteiden ulkopuolelle ja laajemmista alueista luonnonsuojelullisesti edustavimmat osat merkitään luontokohteiksi. (Päivinen ym. 2011)

Soiden luontokohteita ovat metsälain erityisen tärkeiden elinympäristöjen ja luonnonsuojelulain suojeltavien luontotyyppien (tervaleppäkorvet) ohella PEFC-sertifiointikriteerien mukaiset uhanalaiset suoluontotyypit turvekankaita ja muuttumia lukuun ottamatta (ks. luku 2.4.1; tietolaatikko 6) ja luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnin mukaiset uhanalaiset suoluontotyypit, mikäli ne ovat vesitaloudeltaan ja puustoltaan luonnontilaisia tai luonnontilaisen kaltaisia (Päivinen ym. 2011; Erkki Hallman, Metsähallitus, kirj. tiedonanto 21.10.2012). Soiden luontokohteita ovat myös ojitamattomat kitu- ja joutomaan suot ja arvokkaat ja suojelualueeseen tai luonnontilaiseen suoyhdistymään rajoittuvat vaihettumisvyöhykkeet.

Puronvarsikorpien luonnontilaisuutta ei muuteta ja luontokohteeseen sisällytettävä käsittelemättömän suojavyyhyke rajataan puroluonnon kannalta riittävän leveänä (Päivinen ym. 2011), joka on pääsääntöisesti puuston valtapituuden levyinen (Erkki Hallman, Metsähallitus, kirj. tiedonanto 21.10.2012). Vesitaloudeltaan luonnontilaisilla, mutta puustoltaan käsitellyillä metsämaan soilla pyritään toimimaan siten, että suon vesitalouteen vaikutetaan mahdollisimman vähän.

Luonnontilaisten ja luonnontilaisen kaltaisten sulkeutuneiden pienvesibiotooppien suojavyyhykkeet ovat luontokohteita, ja ne jätetään luonnontilaan. Suojavyyhykkeen leveys on vähintään vyyhykkeellä kasvavan täysikasvuisen puuston pituus, ja vyyhykkeen puusto säästetään. Suojavyyhykkeelle ei saa jäädä hakkuutähteitä, ajouria eikä muitakaan korjuujälkiä. (Päivinen ym. 2011)

2.5

Vesilain luontotyypit (VesiL 2 luvun 11 §)

2.5.1

Luontotyyppien määritelmät

Luonnonsuojelulain uudistuksen yhteydessä vuonna 1996 vesilakiin lisättiin säännökset eräiden vesiluontotyyppien suojelusta. Silloisen vesilain 1 luvun 15 a ja 17 a § kielsivät säännöksissä yksilöityjen luontotyyppien luonnontilaa vaarantavat toimenpiteet. Vuonna 2011 uudistetussa vesilaissa näiden vesiluontotyyppien suojelua ja siitä poikkeamista koskevat säännökset on sijoitettu 2 luvun 11 §:ään, mutta asiallisesti ne ovat pysyneet vanhaa lakia vastaavina. Kyseisten luontotyyppien luonnontilaisten esiintymien luonnontilan vaarantaminen on kielletty. Lupaviranomainen voi yksittäistapauksessa hakemuksesta myöntää poikkeuksen kiellosta, jos vesiluontotyyppien suojelutavoitteet eivät huomattavasti vaarannu. Kyseiset luontotyypit ovat kaikki kokoluokaltaan pieniä (tietolaatikko 10).

Säännöksen soveltamisalassa ei ole tapahtunut muutoksia vanhaan vesilakiin verrattuna, mutta puron ja noron määritelmien muutoksen johdosta osa ennen noroksi katsotuista uomista on siirtynyt puroja koskevan sääntelyn piiriin (Ympäristöministeriö 2012b). Norolla tarkoitetaan uudistetussa vesilaissa sellaista puroa pienempää vesiuomaa, jonka valuma-alue on vähemmän kuin kymmenen neliökilometriä ja jossa ei jatkuvasti virtaa vettä eikä kalankulku ole merkittävässä määrin mahdollista. Purona pidetään siis myös sellaista uomaa, jonka valuma-alue on pienempi kuin kymmenen neliökilometriä, mutta jossa virtaa jatkuvasti vettä ja kala voi kulkea (Ympäristöministeriö 2012b). Lain perusteluissa (Hallituksen esitys eduskunnalle...2009) katsotaan, ettei muutos vaarantaisi norojen suojelutavoitetta, koska aiemmin norona pidetty uoma olisi purona yleisen luvanvaraisuutta koskevan sääntelyn (2 luvun 3 §) piirissä.

Tietolaatikko 10. Vesilain 2 luvun 11 §:n suojellut vesiluontotyypit.

- 1) Fladat ja kluuvijärvet** (enintään 10 ha suuruiset)
- 2) Lähteet**
- 3) Norot** (muualla kuin Lapin maakunnassa)
- 4) Lammet ja järvet** (enintään 1 ha suuruiset, muualla kuin Lapin maakunnassa)

Luonnontilaisilla luontotyypeillä tarkoitetaan ensisijaisesti luontotyyppejä, joiden olennaiset ominaispiirteet eivät ole muuttuneet muokkauksen seurauksena. Luonnontilaisuuden käsitettä ei kuitenkaan ole tulkittava ahtaasti niin, että se kattaisi vain täysin ihmistoiminnan vaikutuksen ulkopuolelle jääneet kohteet. Kohdetta voitaneen pitää luonnontilaisena, jos muutos on kohdistunut epäolennaisiin ominaispiirteisiin tai jos olennaiseen ominaispiirteeseen kohdistunut muutos on vähäinen, jolloin luonnontilaa ei ole muutettu palauttamattomasti. Pitkäaikainen luonnollinen kehitys tai ennallistamistoimet ovat toisaalta saattaneet myös palauttaa luonnontilan. Lain perustelujen mukaan luonnontilaisuuden käsite vesilaissa vastaa pitkälti sitä, mitä metsälain 10 §:ssä tarkoitetaan luonnontilan kaltaisella tilalla. (Ympäristöministeriö 2012b; Hallituksen esitys eduskunnalle...2009)

Kuten vesilain muuttamiskieltoisäädöskin, myös vesiluontotyyppejä koskeva säädös rajoittuu itse uomaan, eikä se koske laajemmin uoman lähiympäristön käyttöä, jota säännellään muun muassa metsälaissa. Säännös myös viittaa fyysiseen muuttamiseen, eikä se koske pilaamisesta aiheutuvaa veden laadullista muuttamista. Pilaantumista aiheuttavia toimintoja säännellään ympäristönsuojelulaissa ja ojituksen osalta vesilain 5 luvun 3 §:ssä. Muilta osin luonnontilan vaarantumista on arvioitava suhteessa luontotyypin olennaisiin ominaispiirteisiin vastaavasti kuin luonnontilaisuuden arvioinnissa. (Hallituksen esitys eduskunnalle...2009)

Vesilain 2 luvun 11 §:n luontotyypeistä lähteet ja norot eivät ole vesilain järjestelmässä vesistöjä. Noroja koskeva erityissäännös onkin sen vuoksi katsottu tarpeelliseksi. Säännöksen soveltamisalaa ei kuitenkaan ole katsottu tarpeelliseksi laajentaa puroihin, sillä vesilain järjestelmässä purot ovat vesistöjä ja näin ollen niitä koskevat muutokset kuuluvat 3 luvun 2 §:ssä säädetyn vesitaloushankkeen yleisen luvanvaraisuuden piiriin (Hallituksen esitys eduskunnalle...2009). Uudistettuun vesilakiin on 3 luvun 2 §:n 1 momentin 8 kohtaan lisätty selvittävä maininta siitä, että puron uoman luonnontilan vaarantaminen aina synnyttää luvantarpeen. Lain perustelujen mukaan puron luonnontilan arviointia koskevat soveltuvien osien norojen luonnontilan arviointia koskevat periaatteet. Säännös ei edellytä sitä, että koko puron olisi oltava luonnontilainen, vaan luvantarve syntyy myös, jos toimennäköisyys vaikuttaa kuvatulla tavalla puron luonnontilaiseen osaan. Lain perustelujen (Hallituksen esitys eduskunnalle...2009) mukaan käytännössä

3 luvun 2 §:n mukainen luvantarvekynnys olisi purojen osalta pitkälti yhdenmukainen noroja koskevan poikkeusluvan tarpeen kanssa.

2.5.2

Toteutus ja valvonta

Vesilain luontotyypisuojaus on soveltamisalaltaan yleistä, mitä tahansa hanketta koskevaa, toisin kuin esim. metsälain erityisen arvokkaiden elinympäristöjen turvaaminen, joka rajoittuu metsälain soveltamisalaa (Ekroos ja Warsta 2012; Pärnänen 2012). Vesilain 2 luvun 11 §:n luontotyypit ovat suojeltuja suoraan lain nojalla ilman hallintoviranomaisen erillistä päätöstä.

Vesilain säännösten noudattamista valvovat ELY-keskukset ja kuntien ympäristönsuojeluviranomaiset, joilla on rinnakkainen ja toisistaan riippumaton toimivalta. Laillisuusvalvonnan ohella ELY-keskus ja kunta valvovat vesilain mukaisissa asioissa myös yleistä etua, mikä käsitteenä kattaa laajasti muun muassa ympäristön- ja luonnonsuojeluun, alueiden käyttöön, kalatalouteen ja vesiliikenteeseen liittyviä näkökohtia. (Ympäristöministeriö 2012b)

Vesilain luontotyypien esiintymistä ei ole kerätty systemaattisesti tietoa siten kuin luonnonsuojelulain 29 §:n luontotyypeistä tai metsälain 10 §:n elinympäristöistä. Koottua tietoa siitä, kuinka paljon maassamme on vesilain 2 luvun 11 §:n kriteerit täyttäviä luontotyyppejä, ei siis ole. Tietoa pienvesistä ja niiden tilasta on kuitenkin koottu alueellisesti. Esimerkiksi Lounais-Suomessa on kartoitettu fladoja ja otettu kantaa siihen, ovatko ne vesilain tarkoittamia fladoja (Sydänoja 2008). Pohjois-Karjalassa toteutettiin alueellinen tutkimus (Ohtonen ym. 2005), jossa tavoitteena oli mm. selvittää vesilain pienvesisäädöksen käytännön toimenpianoa ja tulkintaa (määrittely ja rajaaminen, ominaispiirteet, vaarantavat tekijät) sekä koota tietoa alueen luonnontilaisten pienvesien määrästä, ominaispiirteistä ja ihmistoiminnan vaikutuksista. Monet kaupungit ja kunnat ovat koonneet tietoa alueensa pienvesistä tavoitteena arvokkaiden luontokohteiden turvaaminen, vesien tilan parantaminen tai hulevesien käsittelyn suunnittelu (Jantunen 2009; Vantaan kaupunki ja FCG Planeko Oy 2009; Salo 2011).

Vesilain pienvesisäädöksiin liittyvistä poikkeusluvista ei tätä raporttia laadittaessa löydetty koottua tietoa. Koottua tietoa ei ole myöskään pienvesisäädöksiin liittyvistä lainrikkomuksista, niihin liittyvistä oikeustapauksista ja ratkaisuista.



Kuva: Seppo Tuominen

3 Luontotyyppien määritelmien ja rajausten tarkistamistarpeet luonnonsuojelu-, metsä- ja vesilaissa

3.1

Perusteet luontotyyppien suojelun tehostamiselle

Luontotyyppeihin kohdistuvan lainsäädännön tavoitteena on säilyttää luonnon monimuotoisuuden kannalta tärkeitä luontotyyppisiä ja niiden lajistoa elinvoimaisina. Lainsäädännön ekologista vaikuttavuutta voidaan arvioida mm. kyseisten luontotyyppien tilan perusteella. Suomen luontotyyppien uhanalaisuuden arvioinnissa (Raunio ym. 2008) ja luontodirektiivin luontotyyppien suojelutason arvioinnissa (Ympäristöhallinto 2009) luontotyyppien tilaa on tarkasteltu varsin kattavasti ja yhteinäisin periaattein.

Luonnonsuojelulain (LSL) 29 §:n luontotyypit ovat kaikkien Suomen luontotyyppien tapaan olleet uhanalaisuusarvioinnin kohteina. Uhanalaisuusarvioinnissa on käytetty tarkempaa ja osin erilaista luontotyyppien luokittelua kuin LSL 29 §:ssä. LSL 29 §:n luontotyypit sisältävät kokonaan tai osittain 27 uhanalaisuusarvioinnin luontotyyppiä, joista 25 on arvioitu koko Suomessa uhanalaiseksi ja 2 puutteellisesti tunnetuiksi (taulukko 13). LSL 29 §:n luontotyyppien esiintyminen painottuu voimakkaasti Etelä-Suomeen.

Taulukko 13. Luonnonsuojelulain 29 §:n luontotyyppien vastaavuus uhanalaisuusarvioinnissa (Raunio ym. 2008) arvioitujen luontotyyppien kanssa. Uhanalaisuusluokat: RE = hävinnyt, CR = äärimmäisen uhanalainen, EN = erittäin uhanalainen, VU = vaarantunut, NT = silmälläpidettävä, LC = säilyvä, DD = puutteellisesti tunnettu. Luokkiin CR, EN ja VU kuuluvat luontotyypit luetaan uhanalaisiksi (harmaalla pohjalla). Etelä-Suomella tarkoitetaan hemi-, etelä- ja keskiboreaalista metsäkasvillisuusvyöhykettä ja Pohjois-Suomella pohjoisboreaalista metsäkasvillisuusvyöhykettä.

LSL 29 §:n luontotyyppi	Luontotyyppiin sisältyvät uhanalaisuusarvioinnin luontotyypit	Uhanalaisuus koko Suomessa	Uhanalaisuus Etelä-Suomessa	Uhanalaisuus Pohjois-Suomessa
Jalopuumetsiköt	Lehmuslehdot	EN	EN	ei esiinny
	Tammilehdot	CR	CR	ei esiinny
	Saarnilehdot	EN	EN	ei esiinny
	Vaahteralehdot	EN	EN	ei esiinny
	Vuorijalavalehdot	CR	CR	ei esiinny
	Kynäjalavalehdot	CR	CR	ei esiinny
	Jalopuustoiset kangasmetsät	VU	VU	ei esiinny
Pähkinäpensaslehdot	Pähkinälehdot	EN	EN	ei esiinny
Tervaleppäkorvet	Tervaleppäluhdat (vain ravinteisimmat)	VU	VU	ei esiinny
Hiekkarannat	Itämeren hiekkarannat	EN	EN	ei esiinny
	Järvien hiekkarannat	VU	EN	NT
Merenrantaniityt	Pikkuluikka-hapsiluikka-merenrantaniityt	DD	DD	ei esiinny
	Luikka- ja kaislamerenrantaniityt	DD	DD	ei esiinny
	Suursaramerenrantaniityt	CR	CR	ei esiinny
	Matalakasvuiset vihvilä-, heinä- ja saramerenrantaniityt	CR	CR	ei esiinny
	Suolamaalaukut	CR	CR	ei esiinny
Hiekkadyynit	Liikkuvat alkiovaiheen dyynit	EN	EN	ei esiinny
	Liikkuvat rantavehädyynt	VU	VU	ei esiinny
	Harmaat dyynit	VU	VU	ei esiinny
	Variksenmarjadyynt	VU	VU	ei esiinny
	Dyynialueiden kosteat soistuneet painanteet	EN	EN	ei esiinny
Katajakedot	Kalkkivaikutteiset pienruohokedot (vain katajaiset)	CR	CR	ei esiinny
	Karut pienruohokedot (vain katajaiset)	CR	CR	DD
	Mäkikaurakedot (vain katajaiset)	CR	CR	ei esiinny
	Heinäkedot (vain katajaiset)	CR	CR	CR
Lehdesniityt	Lehdesniityt	CR	CR	ei esiinny
	Vesaniityt	CR	CR	ei esiinny
Maisemapuut	–			

Taulukossa 14 on esitetty metsälain 10 §:n erityisen tärkeiden elinympäristöjen vastaavuus uhanalaisuusarvioinnin luontotyyppien kanssa, vaikka vastaavuus ei ole aina selkeästi tulkittavissa. Esimerkiksi pienvesissä metsälaki koskee vesien välittömiä lähiympäristöjä eikä itse vesiluontotyyppijä, jotka ovat olleet uhanalaisuusarvioinnin kohteena. Myös muiden metsälain elinympäristöjen määritelmässä ja lain soveltamisalassa on erilai-

sia rajaavia tekijöitä, jotka vaikeuttavat vertailua uhanalaisuusarvioinnin luontotyyppeihin. Esimerkiksi metsälain karukkokankaita puuntuotannollisesti vähätuottoisempien hietikoiden, kallioiden, kivikoiden, louhikoiden, vähäpuustoisten soiden ja rantaluhtien rinnastaminen uhanalaisuusarvioinnin luontotyyppeihin tarkalla luontotyyppi-luokittelulla ei ole mielekäästä, koska metsälain käytännön tulkinnasta luontotyyppitasolla ei ole

riittävästi tietoa, ja lisäksi monet vastaavuudet olivat varsin teoreettisia. Metsälain pienvedet on taulukossa rinnastettu ainoastaan havumetsävyöhykkeen, ei tunturialueen pienvesien kanssa, koska tunturialueesta valtaosa on puutonta paljakkaa, jolla metsälain soveltaminen on teoreettista.

Yleisesti voidaan todeta, että metsälain 10 §:n elinympäristöt eivät ole esiintymisessään yhtä painottuneita Etelä-Suomeen kuin luonnonsuojelulain 29 §:n luontotyyppit. Metsälain elinympäristöt eivät myöskään ole kaikilta osin yhtä uhanalaisia kuin luonnonsuojelulain 29 §:n luontotyyppit, vaan useat metsälain elinympäristöt ovat etenkin pohjoisessa säilyviä tai silmälläpidettäviä.

Taulukossa 15 on esitetty vesilain 2 luvun 11 § luontotyyppien vastaavuus uhanalaisuusarvioin-

nin luontotyyppien kanssa. Tulkintaa vaikeuttavat vesilain luontotyyppien koko- ja aluerajoitukset.

Edellä esitetyistä taulukoista havaitaan, että useat lakisääteisesti suojellut luontotyyppit ovat uhanalaisia, ja luonnonsuojelulain 29 §:n luontotyyppit ovat uhanalaisempia kuin metsälain 10 §:n elinympäristöt ja vesilain 2 luvun 11 § luontotyyppit. Luontotyyppien uhanalaisuutta on arvioitu pääasiassa 1950-luvulta 2000-luvulle tapahtuneen määrällisen ja laadullisen kehityksen perusteella, ja luontotyyppit ovat yleensä uhanalaistuneet vuosikymmeniä tai vielä kauemmin jatkuneen negatiivisen kehityksen seurauksena. Juuri epäsuotuisan kehityksensä vuoksi ne on 1990-luvulla valittu lakisääteisistä suojelua tarvitsevien luontotyyppien joukkoon.

Taulukko 14. Metsälain 10 §:n erityisen tärkeiden elinympäristöjen vastaavuus uhanalaisuusarvioinnissa (Raunio ym. 2008) arvioitujen luontotyyppien kanssa. Uhanalaisuusluokat: RE = hävinnyt, CR = äärimmäisen uhanalainen, EN = erittäin uhanalainen, VU = vaarantunut, NT = silmälläpidettävä, LC = säilyvä, DD = puutteellisesti tunnettu. Luokkiin CR, EN ja VU kuuluvat luontotyyppit luetaan uhanalaisiksi (harmaalla pohjalla). Etelä-Suomella tarkoitetaan hemi-, etelä- ja keskiboreaalista metsäkasvillisuusvyöhykettä ja Pohjois-Suomella pohjoisboreaalista metsäkasvillisuusvyöhykettä.

Metsälain 10 §:n elinympäristö	Elinympäristöön sisältyvät uhanalaisuusarvioinnin luontotyyppit	Uhanalaisuus koko Suomessa	Uhanalaisuus Etelä-Suomessa	Uhanalaisuus Pohjois-Suomessa
Lähteet (välittömät lähiympäristöt)	Lähteiköt	VU	EN	LC
	Huurresammallähteiköt	VU	EN	LC
Purot ja norot (välittömät lähiympäristöt)	Havumetsävyöhykkeen norot	DD	DD	LC
	Havumetsävyöhykkeen kangasmaiden latvapurot	NT	VU	LC
	Havumetsävyöhykkeen turvemaiden latvapurot	NT	VU	LC
	Savimaiden latvapurot	VU	VU	ei esiinny
	Havumetsävyöhykkeen kangasmaiden purot	VU	VU	NT
	Havumetsävyöhykkeen turvemaiden purot	VU	VU	NT
	Savimaiden purot	CR	CR	ei esiinny
Pienet lammet (välittömät lähiympäristöt)	Harjulammet	NT	VU	LC
	Kalliolummet	LC	LC	LC
	Metsälammet	LC	VU	LC
	Suolummet	LC	NT	LC
	Luontaisesti runsasravinteiset lammet	CR	CR	NT
	Kalkkilammet	VU	EN	NT
	Lähdelammet	NT	VU	NT
Rehevät korvet	Saniaislehtokorvet	VU	EN	NT
	Ruoholehtokorvet	VU	EN	NT
	Lettolehtokorvet	EN	CR	VU
	Lähdelehtokorvet	EN	CR	VU
	Saniaislehtokorvet	VU	EN	NT
	Ruoho- ja heinäkorvet	VU	EN	NT
	Lähdekorvet?	VU	EN	NT
	Ruoho-mustikkakorvet?	VU	EN	NT

Taulukko jatkuu seuraavalla sivulla.

Metsälain 10 §:n elinympäristö	Elinympäristöön sisältyvät uhanalaisuusarvioinnin luontotyypit	Uhanalaisuus koko Suomessa	Uhanalaisuus Etelä-Suomessa	Uhanalaisuus Pohjois-Suomessa
Letot (Lapin läänin eteläpuolella)	Lettokorvet	VU	CR	VU
	Lettorämeet	VU	CR	VU
	Lettonevarämeet?	VU	CR	VU
	Lettonevat	VU	CR	NT
	Luhtaletot	EN	CR	EN
	Lähdeletot	VU	CR	NT
	Koivuletot	VU	CR	NT
	Välipintaletot	EN	CR	EN
	Rimpiletot	NT	CR	NT
Rehevät lehtolaikut	Jalopuulehdot	EN	EN	ei esiinny
	Kuivat keskiravinteiset lehdot	EN	EN	VU
	Kuivat runsasravinteiset lehdot	EN	EN	VU
	Tuoreet keskiravinteiset lehdot	VU	VU	NT
	Tuoreet runsasravinteiset lehdot	CR	CR	VU
	Kosteat keskiravinteiset lehdot	NT	NT	LC
	Kosteat runsasravinteiset lehdot	VU	VU	NT
Kangasmetsäsaarekkeet	–			
Rotkot, kurut	Rotkolaaksot (osat, ei kokonaisia laaksoja)	LC	LC	LC
	Rotkot ja kurut	LC	LC	LC
Jyrkänteet alusmetsineen	Karut varjoisat kalliojyrkänteet	NT	NT	LC
	Karut ylikaltevat seinämät	NT	NT	LC
	Karut ja keskiravinteiset valuvesiseinämät	LC	LC	LC
	Keskiravinteiset varjoisat kalliojyrkänteet	NT	NT	LC
	Keskiravinteiset ylikaltevat kallioseinämät	NT	NT	LC
	Varjoisat kalkkikalliojyrkänteet	VU	VU	NT
Hietikot	Periaatteessa kaikki vähäpuustoiset hietikot; luonnontilaiset hiekkarannat ja dyynit kuuluvat myös LSL 29 §:n luontotyyppeihin.			
Kalliot, kivikot, louhikot	Periaatteessa kaikki vähäpuustoiset kallioluontotyypit.			
Vähäpuustoiset suot	Periaatteessa kaikki kitu- ja joutomaan vähäpuustoiset neva-, räme-, nevaräme-, nevakorpi- ja korpityypit (käytäntö vaihdellut).			
Rantaluhdat	Periaatteessa kaikki avo- ja pensaikkoluhdat sekä kitu- ja joutomaan metsäluhdat.			

Luontotyyppinä suojelevat lait olivat ehtineet olla voimassa noin vuosikymmenen, kun luontotyyppien uhanalaisuus arvioitiin. Käytännössä lakeja oli ehditty tehokkaasti toteuttaa tätä lyhyemmän aikaa. Uhanalaisuuden arvioinnissa otettiin yhtenä tekijänä huomioon luontotyyppien kehitysennuste, eli uhanalaisuutta voitiin lieventää, jos havaittu negatiivinen kehitys oli selvästi hidastunut lähimenneisyydessä tai sen odotettiin selvästi hidastuvan lähitulevaisuudessa. Kehityssuunnan selvästä

muutoksesta tuli olla havaittavia merkkejä, joten pelkkää turvaavan lainsäädännön olemassa oloa ei tulkittu kehityssuunnan muutokseksi. Luontotyyppien muutokset tulevat näkyviin varsin hitaasti, eivätkä lakien tuoman suojan vaikutukset olleet realisoituneet niin selvästi, että niillä olisi ollut merkittävä vaikutus uhanalaisuuteen.

Viive lainsäädännön vaikutusten näkymisessä ei kuitenkaan yksin selitä sitä, miksi lainsäädännöllä suojatut luontotyypit ovat edelleen uhanalaisia.

Taulukko 15. Vesilain 2 luvun 11 §:n luontotyyppien vastaavuus uhanalaisuusarvioinnissa (Raunio ym. 2008) arvioitujen luontotyyppien kanssa. Uhanalaisuusluokat: RE = hävinnyt, CR = äärimmäisen uhanalainen, EN = erittäin uhanalainen, VU = vaarantunut, NT = silmälläpidettävä, LC = säilyvä, DD = puutteellisesti tunnettu. Luokkiin CR, EN ja VU kuuluvat luontotyypit luetaan uhanalaisiksi (harmaalla pohjalla). Etelä-Suomella tarkoitetaan hemi-, etelä- ja keskiboreaalista metsäkasvillisuusvyöhykettä ja Pohjois-Suomella pohjoisboreaalista metsäkasvillisuusvyöhykettä.

Vesil 11 §:n luontotyyppi	Luontotyyppiin sisältyvät uhanalaisuusarvioinnin luontotyypit	Uhanalaisuus koko Suomessa	Uhanalaisuus Etelä-Suomessa	Uhanalaisuus Pohjois-Suomessa
Fladat (enint. 10 ha)	Fladat	VU	VU	ei esiinny
Kluuvijärvet (enint. 10 ha)	Kluuvit	EN	EN	ei esiinny
Lähteet	Lähteiköt	VU	EN	LC
	Huurresammallähteiköt	VU	EN	LC
Norot (ei Lapissa)	Havumetsävyöhykkeen norot	DD	DD	LC
Lammet ja järvet (enint. 1 ha, ei Lapissa)	Harjulammet	NT	VU	LC
	Kalliolammet	LC	LC	LC
	Metsälammet	LC	VU	LC
	Suolammet	LC	NT	LC
	Luontaisesti runsasravinteiset lammet	CR	CR	NT
	Kalkkilammet	VU	EN	NT
	Lähdelammet	NT	VU	NT

Muita syitä voivat olla, ettei nykyinen lainsäädännöllinen turva toteudu käytännössä riittävästi tai se ei lähtökohtaisesti ole riittävän laaja-alaista tai tehokasta tai sillä ei pystytä vaikuttamaan kaikkiin olennaisiin luontotyyppien uhkatekijöihin. Näitä seikkoja tarkastellaan jäljempänä olevissa luvuissa tarkemmin.

Luontotyyppisäädösten toimivuutta ja vaikuttavuutta on tarkasteltu osana SYKEN tekemää luonnonsuojelulainsäädännön arviointia (Similä ym. 2010). Arvioinnin yhteydessä järjestettiin keväällä 2010 luonnonsuojelulainsäädäntöä koskenut kysely viranhaltijoille ja eri intressiryhmien edustajille, joiden työhön luonnonsuojelulainsäädännön toimeenpano tai sen vaikutukset liittyivät. Kysely lähetettiin 98 henkilölle, joista 39 henkilöä vastasi. Vastajat olivat mm. ELY-keskuksista, Metsähallituksesta, kunnista, Kuntaliitosta, maakuntien liitoista, metsätaloutta ja turveteollisuutta edustavilta tahoilta, luonnonsuojelu-, metsästys- ja kalastusjärjestöistä sekä tullista ja oikeuslaitoksesta. Useat kyselyn kysymyksistä käsitelivät luontotyyppien suojelun ja METSO-ohjelman tehokkuutta, toimivuutta ja kehitystarpeita. Kyselyn vastauksia hyödynnetään myös tässä raportissa tuomaan esiin kokemuksesta tietoa luontotyyppisäädösten käytöstä ja toimivuudesta.

3.2

Luonnonsuojelulain luontotyypit

Luonnonsuojelulain 29 §:n luontotyyppien maastossa määrittelyssä ja rajaamisessa on ilmennyt jonkin verran ongelmia, vaikka luontotyyppien inventointiohjetta pidetäänkin toimijoille suunnatun kyselyn mukaan selkeänä. Luonnossa esiintyvä luontotyyppien luontainen vaihtelu on syynä siihen, että täysin yksiselitteisiä, joka tilanteeseen eri puolilla Suomea sopivia ohjeita on vaikea laatia. Kun luontotyyppiä pyritään määrittelemään mahdollisimman tarkasti, joukosta putoaa pois määritelmiin mukautumattomia, mutta kuitenkin luonnon monimuotoisuuden kannalta arvokkaita alueita. Luonnonsuojelulainsäädännön arviointia varten tehdyn kyselyn vastausten mukaan suojeltujen luontotyyppien rajaukset eivät aina muodostu luonnontieteellisesti perustelluiksi ja suojelutarpeeseen nähden riittäviksi tiukkojen kriteerien vuoksi. (Similä ym. 2010)

Tässä luvussa käydään läpi luonnonsuojelulain 29 §:n luontotyypit sekä luonnonsuojelulainsäädännön arviointia varten tehdyssä kyselyssä esiin tuotuja ongelmia niiden määritelmässä ja rajaamisessa. Ongelmia on tullut esiin myös keskusteluisissa ELY-keskusten luonnonsuojeluviranhaltijoiden kanssa, kirjallisissa lähteissä sekä luontotyyppien rajauspäätöksiä koskeissa valitusasiakirjoissa.

Sekä yleisesti että kustakin luontotyyppistä on esitetty kehittämisehdotuksia, joiden tavoitteena on parantaa luontotyyppisäännösten vaikuttavuutta luonnon monimuotoisuuden kannalta.

3.2.1

Luontotyyppikohtaiset tarkistamistarpeet

Lehdesniittyihin tai maisemapuihin liittyviä määrittely- tai rajaamisongelmia ei ole tullut esiin luonnonsuojelulainsäädännön arviointia varten tehdyssä kyselyssä tai kirjallisissa lähteissä. Näitten luontotyyppien rajauspäätöksistä ei myöskään ole tehty valituksia hallinto-oikeuteen (Koivulehto 2012). Rajauspäätöksiä on lehdesniityillä ja maisemapuilla kummallakin vain yksi. Näillä perusteilla lehdesniittyjä ja maisemapuita ei ole tarkasteltu erikseen seuraavissa luvuissa. Äärimmäisen uhanalaisia lehdesniittyjä olisi perusteltua rajata lisää, mikäli kohteita löydetään. Maisemapuut edustavat pikemminkin maisemallisia kuin luontotyyppeihin liittyviä arvoja, tosin ne voivat joskus olla tärkeitä harvinaisten lajien elinympäristöjä.

3.2.1.1

Jalopuumetsiköt

Suojelluilta jalopuumetsiköiltä edellytetään luonnonsuojeluasetuksessa, että jaloja lehtipuita on vähintään 20 kappaletta hehtaarilla yhtenä tai useampana lähekkäisenä ryhmänä rajattavissa olevalla yhtenäisellä alueella. Jalopuiden on oltava myös riittävän suuria: 1,3 metrin korkeudella rungon läpimitaltaan yli 7 cm, tammets vähintään 20 cm. Ongelmaksi on joissakin ELY-keskuksissa koettu, että **tietyn kokoisten jalopuiden määrään tiukasti**

sidottu määritelmä estää ekologisesti perustellun ja toimivan rajauksen tekemisen silloin, kun luonnon monimuotoisuuden kannalta arvokas lehdometsä jatkuu laajempaan kokonaisuuteen jalopuuryhmän tai -ryhmien ulkopuolella. Rajaaminen on ollut ongelmallista myös silloin, kun jalopuiden kokokriteerit täyttävän alueen reunoilla on jalopuiden taimia sen verran erillään ydinesiintymästä, ettei niiden ottaminen mukaan rajaukseen ole tuntunut nykyisin kriteerein mahdolliselta.

Olisi ekologisesti perusteltua saada rajaukseen koko jalopuuesiintymä taimineen jalopuiden uudistumisen turvaamiseksi. Myös metsikön pienilmaston säilyttämiseksi nykyistä laajemmat rajaukset olisivat tarpeen. Luonnonsuojelulain nojalla rajatun jalopuumetsikön keskikoko on nykyisin 1,2 ha, kuten myös kaikkien inventoitujen jalopuumetsikön kriteerit täyttävien kohteiden keskikoko. Rajauksen laajentaminen olisi erityisen tarpeellista pienillä esiintymillä ja niillä seuduilla, joilla jalopuumetsiköitä on vähän. Näissä tapauksissa nykyiset kriteerit täyttävää jalopuiden ydinaluetta ympäröivää metsää olisi perusteltua ottaa mukaan rajaukseen, jos siellä on kokokriteeriä pienempiä jalopuita.

Jalopuumetsiköiden määrä vaihtelee paljon maan eri osien välillä. Varsinais-Suomessa, Uudellamaalla ja Hämeessä jalopuumetsiköitä on selvästi enemmän kuin muualla maassa, ja näillä alueilla paineet rajausperiaatteiden muuttamiseen eivät ole niin suuret kuin muualla. Ilmaston lämpeneminen voi tulevaisuudessa luoda suotuisimmat olosuhteet jalopuille, mutta jalopuumetsiköiden tulevaisuus riippuu myös monista muista tekijöistä, kuten taimien säästymisestä kasvinsyöjiltä ja



Jalopuumetsiköiden esiintyminen keskittyy lähinnä Varsinais-Suomeen, Uudellamaalle ja Hämeeseen. Kuva: Seppo Tuominen

Suomeen mahdollisesti leviäviltä uusilta taudeilta ja tuholaisilta sekä maankäytön ja metsänhoidon käytännöistä.

Luonnon monimuotoisuuden kannalta vähempikin määrä kuin 20 kookasta jalopuuta on usein arvokas, koska se voi tarjota elinympäristön pelkästään jalopuilla eläville harvinaisille ja uhanalaisille jäkälille, sammalille, hyönteisille ja sienille. Etelä-Suomen ja Pohjanmaan metsien suojelun tarve -työryhmä (2000) on kiinnittänyt huomiota siihen, **etteivät luonnonsuojelulain 29 §:n mukaiset jalopuumetsiköt kata kaikkia luonnon monimuotoisuuden kannalta arvokkaita jalopuuesiintymiä**. Yksikin kookas, vanha jalopuu voi olla jalopuista riippuvaisille seuralaislajeille tärkeä elinympäristö. Pienilläkin esiintymillä on merkitystä myös jalopuulajien geneettisen monimuotoisuuden säilyttäjinä. Esimerkiksi Virroilla, lehmuksen esiintymisalueen pohjoisrajalla tutkituista 104 lehmusesiintymästä 72 % todettiin sellaisiksi, että ne jäävät sekä luonnonsuojelulain suojeltujen luontotyyppien että metsälain erityisen tärkeiden elinympäristöjen ulkopuolelle (Kellomäki ym. 2000). Myös uhanalaisten lajien II seurantarayhmä totesi, että luonnonsuojeluasetuksen ehdot jalopuumetsälle ovat niin tiukat, että uhanalaisten lajien kannalta arvokkaita järeitä jalopuita jää sen puitteissa edelleen suojelematta (Rassi ym. 2001).

Luonnonsuojelulain 29 §:n säädös on tarkoitettu luontotyyppien ja niille ominaisten, kokonaisten eliöyhteisöjen suojeluun, joten jalopuiden määräkriteerin lieventäminen edellä kuvatun ongelman vuoksi sopii huonosti siihen yleistavoitteen, että luontotyyppirajauksia pitäisi ennemminkin laajentaa kuin ottaa mukaan yhä pienempiä esiintymiä. Ratkaisua siihen, että osa luonnon monimuotoisuuden kannalta arvokkaista jalopuuesiintymistä jää lain kriteerien ulkopuolelle, pitäisikin etsiä mieluummin lajisuojelun keinoista. Uhanalaisten lajien kannalta arvokkaita jalopuita ja -puuryhmiä voitaisiin turvata lajisuojelun kautta tekemällä kohteille erityisesti suojeltavan lajin rajauspäätöksiä. Toistaiseksi tätä keinoa ei liene juuri käytetty. Erityisesti suojeltaviksi ehdotettuja lajeja, joiden elinympäristönä ovat lehdot, on yhteensä 143 lajia, etenkin sieniä ja kovakuoriaisia, mutta myös jäkälää, sammalia, putkilokasveja ja nilviäisiä (Rassi ym. 2010). Tarkempaa selvitystä siitä, mikä osuus näistä on nimenomaan jalopuulajeja, ei ole. Se kuitenkin tiedetään, että jalopuut tarjoavat elinympäristön laajalle lajijoukolle, joten

erityisesti suojeltavien lajien rajauspäätösten kohdentaminen jalopuulajeihin voisi turvata elinympäristön samalla kertaa useammalle uhanalaiselle ja harvinaiselle lajille.

Suurin osa luonnonsuojelulain 29 §:n luontotyyppirajauksista tehdyistä valituksista koskee jalopuumetsiköitä (Koivulehto 2012), mutta tämä näyttää olevan suorassa suhteessa siihen, että jalopuumetsikölle on tehty selvästi enemmän rajauspäätöksiä kuin muille luonnonsuojelulain 29 §:n luontotyypeille. Varsin usein valituksissa on vedottu siihen, että **jalopuumetsikkö ei olisi riittävän luonnontilainen tai luontaisesti syntynyt, koska siellä on kauan sitten istutettuja jalopuita, aluetta on hoidettu tai se sijaitsee pihapiirin tuntumassa**. Siinä tapauksessa, että valtaosan jalopuumetsiköstä on osoitettu syntyneen vanhojen istutusten seurauksena, korkein hallinto-oikeus on ennakkopäätöksessään linjannut, ettei metsikköä voida tulkita 29 §:ssä tarkoitetuksi, luontaisesti syntyneeksi jalopuumetsiköksi (ratkaisu 2008:50).

Useimmiten valitukset eivät kuitenkaan ole tuottaneet tulosta, vaan hallinto-oikeudet ovat todenneet jalopuumetsikön luonnontilaiseen verrattavaksi, mikäli sen ominaispiirteet ovat säilyneet, vaikka alueella olisi jonkin verran kulttuurivaikutusta kuten paikalle levinneitä istutettuja kasveja tai merkkejä vanhoista rakennuksista, alueella olisi tehty hoitotoimia tai alueelle olisi mahdollisesti istutettu jalopuita kauan sitten, mutta puusto on sen jälkeen uudistunut luontaisesti ja alue kuuluu kyseisen jalopuulajin luontaiseen levinneisyysalueeseen. Luonnon monimuotoisuuden säilyttämisen näkökulmasta muotoutunut käytäntö on perusteltu, mutta olisi ehkä tarpeen yleisesti selvittää, että myös luonnontilaiseen verrattavat esiintyvät täyttävät luonnonsuojelulain 29 §:n luontotyyppien kriteerit.

Kehittämisehdotus:

- Väljennetään jalopuumetsiköiden pienimpien (yleensä alle 1 ha) esiintymien rajaamista siten, että rajaukseen otetaan mukaan jalopuiden koko- ja määräkriteerit täyttävän suppean ydinalueen lisäksi myös reuna-aluetta, jos siinä kasvaa jalopuiden taimia tai vesoja. Näin voidaan paremmin turvata jalopuiden uudistuminen ja pienilmaston säilyminen. Rajausten laajentaminen on tarpeen erityisesti seuduilla, joilla jalopuumetsiköitä on vähän.

Pähkinäpensaslehdot



Pähkinäpensaat ovat elinvoimaisia valoisissa lehdossa, mutta myös kangasmetsissä on suojelunarvoisia pähkinäpensaitaikoita.

Kuva: Seppo Tuominen

Pähkinäpensaslehtojen rajauksissa on nähty ongelmallisena, että **pähkinäpensaiden vähimmäismäärän ja -koon ehtojen täytyminen ei riitä, vaan kohteen metsätyypin on oltava lehtoa** (Similä ym. 2010). Pähkinäpensasta kasvaa lehtojen lisäksi myös lehtomaisilla kankailla ja jossain määrin tuoreilla kankailla, eivätkä nämä kohteet täytä luonnonsuojeluasetuksen määritelmää pähkinälehdosta (Pääkkönen ja Alanen 2000). Lukanan (2000) tutkimissa Hämeen pähkinäpensaslehdossa pähkinäpensasta kasvoi runsaana myös *Vaccinium-Corylus*-kasvustotyypillä, joka on luettavissa OMT-tyypin lehtomaiseksi kankaaksi. Osa pähkinäpensasesiintymästä joudutaan siis rajaamaan luontotyyppikohteen ulkopuolelle tai esiintymää ei voida lainkaan rajata, mikäli lehtovaatimus ei täyty.

Kaikista inventointiin valituista, oletetuista pähkinäpensaslehtokohteista kriteerit täyttäviä on ollut runsaat puolet (56 %). Useimmilla hyläytyillä kohteilla syyksi siihen, ettei kohde täyttänyt luonnonsuojelulain 29 §:n luontotyyppin kriteerejä, on inventointilomakkeeseen kirjattu, että kohde ei ollut luonnontilainen tai luonnontilaiseen verrattava, pähkinäpensaiden määrä- ja/tai kokokriteerit eivät täytyneet tai lehtokasvillisuus puuttui tai oli vain paikoittaista. Monissa tapauksissa mainittiin useampia syitä sille, miksi kohde ei täyttänyt kriteerejä (kohteeseen kohdistuneet hakkuut eli heikentynyt luonnontila ja aluskasvillisuus vain osin lehtoa). Runsaassa 10 %:ssa kohteista ainoaksi syyksi ilmoitettiin, että kohde ei ollut lehtoa tai että kasvillisuus oli liian vaatimatonta. Kyseisen perustelukohdan täyttäminen inventointilomak-

keessa on ollut vaihtelevaa, joten tietoja siitä, miksi kohde ei täytä kriteerejä, voidaan pitää vain suuntaa-antavina. Alueellisesti tarkastellen pähkinäpensaitaikoja, jotka eivät täytä lehdon kriteerejä, on inventointitietaineistossa eniten pähkinäpensaankasvustotyypin ydinalueilla eteläisimmässä Suomessa, mutta joitakin kohteita on myös pähkinäpensaankasvustotyypin luontaisen levinneisyyden pohjoisrajan tuntumassa, esimerkiksi Pirkanmaalla. Erityisesti näiden levinneisyysalueen ääriesiintymien turvaaminen olisi tärkeää.

Pähkinäpensaalla on joukko seuralaislajeja, jotka esiintyvät ainoastaan tai usein juuri pähkinäpensaalla. Merkittävimmät lajiryhmät ovat sienet ja hyönteiset, jotka elävät lahoavilla ja myös maahan pudonneilla pähkinäpensaankasvustotyypin rangoilla ja oksilla (Tonteri ym. 2008b). Pähkinäpensaankasvustotyypin seuralaislajien ekologiaa ei tunneta niin tarkasti, että pystyttäisiin luotettavasti arvioimaan, kuinka paljon muilla elinympäristön tekijöillä kuin pähkinäpensaankasvustotyypin lahoavalla puuaineksella on vaikutusta niiden esiintymiseen. Vanhasen (2001) tutkimuksessa niistä pähkinälehtojen kääväkkäistä, joista oli riittävästi ekologia-tietoja, noin 40 % (23 kpl) lajeista tulkittiin lehtoympäristöä vaativaksi tai suosivaksi. Kaikkiaan pähkinäpensaalta tunnetaan Suomessa vajaat kaksisataa kääväkkäslajia (Vanhanen 2001). Voidaan olettaa, että kaikille pähkinäpensaankasvustotyypin seuralaislajeille ei ole olennaista merkitystä sillä, onko pähkinäpensaankasvustotyypin lehto vai lehtomainen tai tuore kangas.

Luonnon monimuotoisuuden turvaamisen kannalta olisi siis perusteltua laajentaa luonnonsuojelulain 29 §:n pähkinäpensaslehtojen määritelmää

siten, että myös sellaiset pähkinäpensasesiintymät, jotka eivät ole metsätuotannosta lehtoa, täyttäsivät luontotyyppien kriteerit. Inventoidun aineiston perusteella voidaan karkeasti arvioida, että tämä tarkoittaisi muutamien kymmenien, enimmillään vajaan sadan hehtaarin suuruusluokan laajennusta nykyisten pähkinäpensaleslehtojen pinta-aloihin uusina kohteina. Lisäksi joillakin nykyisin kriteerit täyttävillä kohteilla rajausten laajentaminen olisi mahdollista.

3.2.1.3

Tervaleppäkorvet



Hiirenporras-vehkavaltaiset tervaleppäluhdat sisältyvät luonnonsuojelulain 29 §:n tervaleppäkorpiin.
Kuva: Seppo Tuominen

Luonnonsuojeluasetuksen 10 §:n mukaan luonnonsuojelulain 29 §:n tervaleppäkorvet ovat luontotyyppikohteita, jotka ovat luhtaisia tai lähteisiä ja joissa valtapuuna on tervaleppä ja aluskasvillisuutena mättäillä hiirenporrasta, neivamarretta tai muita suuria saniaisia. Väliköpinnoilla kasvaa luhtakasveja, useimmiten vehkaa ja kurjenmiekkää. Luonnonsuojelulain 29 §:ssä luontotyyppin nimi tervaleppäkorpi on harhaanjohtava, koska luonnonsuojeluasetuksen määritelmää noudattamalla luontotyyppiin voidaan lukea vain ravinteisin osa tervaleppäluhdista, käytännössä saniais-, vehka- ja kurjenmiekkavaltaisia tervaleppäluhtia (Mäkinen 1978, 2012; Pääkkönen ja Alanen 2000; Kaakinen ym. 2008b). Nämä ovat Suomessa levinneisyydeltään eteläisiä ja hyvin harvinaisia.

Nykyisin useat harvinaiset ja uhanalaiset tervaleppävaltaiset luhta- ja korpityypit jäävät siis kokonaan rajaamatta suojelluksi luontotyyppiä, koska määritelmä on niin suppea. Lukuun ottamatta tervaleppää kasvavia kapeita nauhamaisia

Kehittämisehdotus:

- Poistetaan pähkinäpensaleslehtojen määritelmästä vaatimus, että metsätuotannosta on oltava lehtoa. Metsä voi olla myös kangasmetsää (yleensä lehtomaista tai tuoretta kangasta), mikäli pähkinäpensaaseen liittyvät määrä- ja kokokriteerit täyttyvät. Luontotyyppin nimi pitäisi muuttaa esimerkiksi muotoon "pähkinäpensaikot".

rantakaistaleita sisävesillä ja merenrannoilla, tervaleppävaltaiset elinympäristöt ovat harvinaisia ja kaipaavat turvaamista. Tervaleppäkorpien määritelmän laajentamista on ehdotettu luonnonsuojelulainsäädännön arvioinnissa (Similä ym. 2010) ja toimintasuunnitelmassa uhanalaisten luontotyyppien tilan parantamiseksi (Ympäristöministeriö 2011).

Tiukat rajaamisperiaatteet eivät myöskään anna mahdollisuutta ottaa riittävästi huomioon ekologisesti toimivimpia kokonaisuuksia. Tervaleppäluhdat ovat riippuvaisia jatkuvasta pinta- tai pohjavesivaikutuksesta, eikä suppea, vain ravinteisimpaan luhtaan rajoittuva rajausta aina mahdollista vesitaloudellisesti yhtenäisten alueiden rajaamista ja rajatun kohteen vesitalouden turvaamista. Rajatun alueen ulkopuoliset toimet, kuten ojituksen, hakkuut ja vesi- ym. rakentaminen, heijastuvat helposti turvattavan kohteen vesitalouteen ja ominaispiirteisiin.



Tervaleppävaltaiset elinym-
pärästöt vaihtuvat usein
toisikseen ilman selvää rajaa.
Kuvassa tervaleppälehtoa.
Kuva: Anne Raunio

Ekologisesti toimivampien kokonaisuuksien turvaamiseksi luonnonsuojelulain tervaleppäkorprien määrittelyä ehdotetaan laajennettavaksi kattamaan nyt ulkopuolelle rajatut karummat tervaleppäluhdat, mutta myös tervaleppäkorvet sekä ainakin osan tuoreista ja kosteista tervaleppälehtoista. Tällöinkin ulkopuolisten toimien vesitaloudellisten vaikutusten minimoimiseen on kiinnitettävä erityistä huomiota. Luonnonsuojelulain luontotyyppi voisi olla nimeltään ”tervalepikot”.

Tervaleppäluhtaesiintymät ovat yleensä pieniä, enintään muutaman hehtaarin kokoisia (Mäkinen 2012). Niitä esiintyy meren ja järvien rannoilla, purojen ja jokien varsilla, soiden reunoilla tai kosteissa painanteissa. Paikoin esiintyy laajempia kokonaisuuksia suokompleksien reunoilla tai keskellä tai järven tai meren rannalla. Tällöin samalla paikalla voi esiintyä monia luhtatyyppisiä vaihettua tervaleppäkorppeihin ja tervaleppävaltaisiin lehtoihin, etenkin mesiangervo- (*Filipendula*), nokkos- (*Urtica*) ja hiirenporras- (*Athyrium*) -tyyppisiin (Ahti Mäkinen, kirj. tiedonanto 8.6.2012). Tällaisten ekologisten kokonaisuuksien turvaaminen on erityisen tärkeää.

Luonnonsuojelulain nykymääritelmään sisältyy Mäkisen (2012) kuvaamista tervaleppäluhdista nevaimarre- (*Thelypteris palustris*), kurjenmiekkä- (*Iris pseudacorus*) ja hiirenporras-vehkä- (*Athyrium filix-femina*–*Calla palustris*) -luhtia. Toistaiseksi kriteerit täytettäviä kohteita on rajattu 108 ha. Määritelmää ehdotetaan laajennettavaksi myös muihin tervaleppäluhtiin, joista Mäkinen (2012) on kuvannut alatyyppeinä ruoko- (*Phragmites australis*), sara- (*Carex*), järvikorte- (*Equisetum fluviatile*) ja

korvikaisla- (*Scirpus sylvaticus*) -luhdat. Mäkisen arvion (kirj. tiedonanto 25.6.2012) mukaan tervaleppäluhtia olisi kaikkiaan 300–400 ha. Metsähallituksen SutiGis-kuviotietojärjestelmän mukaan tervaleppäluhtia on inventoiduilla valtionmaiden ja yksityismaiden suojelualueilla ojitamattomana noin 180 ha ja ojitettuna noin 40 ha (Elisa Pääkkö, Metsähallitus, kirj. tiedonanto 11.4.2012).

Tervaleppäkorvet sisältyvät luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnin luokittelussa lähinnä ruoholehtokorpiin, harvemmin ruohokorpiin (Kaakinen ym. 2008b). Ne ovat tyypillisesti pienialaisia vaihettumatyyppisiä suhteessa muuhun suokasvillisuuteen (esim. ruoho- ja heinäkorppeihin) ja lehtoihin. Suokasvillisuudessa luhtaisuuden ja lähteisyyden vähentyessä ja kuivuuden ja rahkasammalpeitteen lisääntyessä tervaleppäkorvien esiintyminen vähenee. Suojeltavia kuvioita rajattaessa tervaleppäkorvien määräkriteereistä voisi tervaleppäkorvissa jossain määrin tinkiä verrattuna luhtiin. Tervaleppäkorpeja on arviolta enintään 200 ha (Ahti Mäkinen, kirj. tiedonanto 25.6.2012).

Määritelmään ehdotetaan lisättäväksi myös ainakin osa kosteista ja tuoreista tervaleppälehtoista, joissa pitkälle maaton turve vaihtuu kosteaksi lehtomullaksi. Mäkisen (2012) erottamista lehtotyypeistä mukaan ehdotetaan luettavaksi ainakin hiirenporras-mesiangervo- (*Athyrium filix-femina*–*Filipendula*) ja hiirenporras- (*Athyrium filix-femina*) -tyypit, joiden arvioitu kokonaispinta-ala Suomessa on hyvin pieni, alle 100 ha (Ahti Mäkinen, suull. tiedonanto 2012). Osa niistä on suojeltu jo lehtojensuojeluohjelman kautta. Kuivemmat ja hieman yleisemmät mesiangervo- (*Filipendula ul-*

maria)-, nokkos- (*Urtica dioica*) ja vadelma- (*Rubus idaeus*) -tyypin lehdot tulisi kuitenkin myös lukea luonnonsuojelulailla suojellun luontotyyppin rajaukseen, mikäli ne ovat osa laajempaa tervalepikokokonaisuutta.

Määritelmän ulkopuolelle rajattaisiin sisävesien ja meren rannoilla esiintyvät litoraalivyöhykkeen mineraalimaiden tervalepikot, jotka ovat varsin yleisiä ja voivat muodostaa kilometrejä pitkiä, nauhamaisia kasvustoja. Näistä Mäkinen (2012) on erottanut sara-tervaleppä- (*Carex-Alnus glutinosa*) ja ranta-alpi-korpikastikka- (*Lysimachia vulgaris-Calamagrostis phragmitoides*) -tyypit.

Eteläiseen Suomeen painottuneina tervalepikot ovat olleet jo pitkään alttiina intensiivisen maankäytön vaikutuksille. Täysin luonnontilaisia kohteita on hyvin vähän jäljellä. Kohteella voi olla merkkejä ojituksista, hakkuista tai laidunnuksesta. Lahoja ja kuolleita tervaleppiä ei aina ole runsaasti varsinkaan nuoremmissa luhdissa (Ahti Mäkinen, kirj. tiedonanto 6.6.2012). Siksi luonnontilaiseen

verrattavien kohteiden turvaaminen on tärkeää, koska ominaispiirteet (esim. puusto ja lahoppuusto) palautuvat ajan kuluessa, jos siihen annetaan mahdollisuus. Varsinkaan pienillä kohteilla rajauksessa ei tule olla liian tiukka esim. tervaleppänsäilytysvaatimuksen suhteen, ja myös suksession alkuvaiheiden turvaamiseen tulee kiinnittää huomiota.

Kehittämissuositukset:

- Nykyistä luonnonsuojelulain "tervaleppäkorven" määritelmää laajennetaan siten, että se käsittää kaikki tervaleppäluhtien alatyypit, tervaleppäkorvet sekä ainakin osan kosteista ja tuoreista tervaleppälehdosta.
- Tervaleppänsäilytysvaatimuksista tingitään etenkin rajattavien alueiden reunoilla, ja myös nuoret suksessiovaiheet otetaan rajauksessa huomioon. Kriteerit täyttävällä kohteella sallitaan kohtuullinen ihmisvaikutus (yksittäiset ojat, hakkuut, laidunnus).

3.2.1.4

Hiekkarannat



Vieraslaji kurttturuusu valtaa alaa hiekkarantakasvillisuudelta etenkin merenrannoilla.

Kuva: Anne Raunio

Hiekkarannoilla luontotyyppin **luonnontilaisuuden tulkinta on koettu joissain tilanteissa liian tiukaksi**, koska myös hoidetut tai ihmistoiminnan laajentamat hiekkarannat voivat olla luontotyyppinä ja lajistoltaan arvokkaita (Similä ym. 2010). Epäselvyyttä saattaa osaltaan aiheuttaa se, että luonnonsuojelulain 29 §:ssä luontotyyppin nimenä on "luonnontilaiset hiekkarannat", jolloin voi syntyä vaikutelma, että hiekkarannoilta edellytet-

täisiin suurempaa luonnontilaisuutta kuin muilta kyseisessä pykälässä luetelluilta luontotyypeiltä, joiden nimessä ei esiinny sanaa "luonnontilaiset". Kuitenkin 29 §:n säädös "Seuraaviin luontotyyppihin kuuluvia luonnontilaisia tai luonnontilaiseen verrattavia alueita ei saa muuttaa niin, että luontotyyppin ominaispiirteiden säilyminen kyseisellä alueella vaarantuu" koskee samalla tavoin kaikkia lueteltuja luontotyyppisiä. Luonnonsuoje-

luasetuksessa tarkennetaan hiekkarantojen määrittelyä luonnontilaisuuden osalta siten, että rantaa ei ole rakentamisella taikka täyttämisen- tai tasoittamistoimenpiteillä merkittävästi muutettu. Tämä merkitsee ainakin sitä, että hiekkarannan hiekan on oltava paikalla luonnostaan eikä sitä ole tuotu muualta esimerkiksi moreeni- tai mutarannan muuttamiseksi paremmin virkistyskäyttöön sopivaksi hiekkarannaksi.

Hiekkarannoilta poistetaan kasvillisuutta usein virkistyskäyttöarvojen ylläpitämiseksi, mikä voi samalla hyödyttää myös hiekkarannalle ominaisen kasvi- ja hyönteislajiston säilymistä, kunhan kasvillisuutta ei pyritä pitämään kokonaan poissa. Etenkin pienikokoisten merenrannikon hiekkarantojen ongelmana on nykyisin umpeenkasvu, kun järvi-ruoko, puuntaimet ja vieraslaji kurturuus (*Rosa rugosa*) valtaavat alaa hiekkarannoille ominaisilta pienikokoisilta kasvilajeilta. Umpeenkasvuun ovat syynä mm. Itämeren rehevöitymisen myötä rannoille kertyvät levämassat sekä ilman kautta tuleva rehevöittävä laskeuma. Sekä merenrannikon että sisävesien hiekkarannat ovat uhanalaisia luontotyyppisiä, joiden merkittävä uhanalaisuuden syy ja uhkatekijä on rehevöityminen (Raunio ym. 2008). Useat hiekkaiset merenrannat kaipaavat nykyisin luonnon monimuotoisuuden säilyttämiseksi hoitoa, kuten levämassojen poistamista ja ruovikon, puuntaimien ja pensaiden vähentämistä (Mäkinen ym. 2011). Siten olisi perusteltua tulkita hiekkaranta luonnontilaiseen verrattavaksi, jos sen ominaispiirteet ovat säilyneet, vaikka hiekkarantaa olisi selvästi hoidettu ja sen avointa osaa laajennettu. Sama koskee luonnonsuojelulain 29 §:n hiekkadyynisiä, jotka nekin kärsivät nykyisin rehevöitymisestä ja umpeenkasvusta (Mäkinen ym. 2011).

Hiekkarantojen luonnontilaisuuden tulkin-taa vaikeuttaa myös vesistöjen säännöstely, joka aiheuttaa vedenkorkeuksien vaihtelua luontaisesta poikkeavalla tavalla. Säännöstely vaikuttaa maamme järviin hyvin laajasti. Suomessa on toteutettu noin 220 vesistön säännöstelyhanketta, joissa on mukana noin 310 järveä. Tämä vastaa vesipinta-alana noin 10 100 km²:a, joka on noin 30 % Suomen vesipinta-alasta. Lisäksi Suomen suurinta järveä Saimaata on mahdollista säännöstellä, jos normaalista poikkeavan tulvan tai alhaisen vedenkorkeuden havaitaan olevan odotettavissa. Saimaa kattaa Suomen vesipinta-alasta noin 18 %. (Korhonen 2007)

Säännöstelyn vaikutukset kohdistuvat erityisesti rantavyöhykkeen eliöyhteisöihin. Vaikutukset riippuvat siitä, onko säännöstelyllä nostettu vai laskettu ylimpiä vedenkorkeuksia, kuinka vedenkorkeuden vaihtelun vuotuista rytmiä on muutettu ja mitkä ovat järven morfologiset, hydrologiset,

limnologiset ja fysikaaliset ominaispiirteet. Säännöstelyjen vaikutukset onkin arvioitava tapauskohtaisesti. (Suomen ympäristökeskus 2010)

Säännöstelyn vaikutuksista hiekkarantoihin on raportoitu mm. Koitereelta (Tarvainen ym. 2006), Kemijärveltä (Marttunen ym. 2004) ja Inarijärveltä (Lapin ELY-keskus 2012). Yhteistä näille järville on, että säännöstelyn vuoksi hiekkarannat ovat kaventuneet jäätyään kesäisin osittain veden alle ja niiden eroosio on lisääntynyt. Esimerkiksi Koitereella säännöstelyn on arvioitu yli kaksinkertaistaneen kulumien hiekkarantojen määrän. Kesällä säännöstelyn myötä korkeampi vedenpinta peittää alleen Koitereen hiekkarantoja, jotka ennen säännöstelyä paljastuivat kesän aikana laskevan vedenpinnan vuoksi. Koitereella on todettu, että heinä–syyskuun vedenkorkeuksia alentamalla voidaan parantaa kasvillisuuden vyöhykkeisyyttä, virkistyskäyttöolosuhteita ja hiekkarantamaisemia sekä vähentää eroosion voimakkuutta (Tarvainen ym. 2006).

Säännöstely näyttää monin paikoin pienentäneen hiekkarantojen kokoa ja määrää, mikä voidaan nähdä yhtenä perusteena suojella jäljellä olevia hiekkarantoja, vaikka niiden edustavuus olisi jossain määrin laskenutkin. Säännöstelyn tarkemmista vaikutuksista hiekkarantojen eliöyhteisöihin ei ole tutkittua tietoa, joten on vaikeaa arvioida, voiko säännöstely joissain tapauksissa olla niin voimakasta, ettei hiekkarantaa voi pitää edes luonnontilaiseen verrattavana. Yleisperiaate voisi olla, että hiekkaranta voidaan tulkita säännöstelystä huolimatta lain kriteerit täyttäväksi, mikäli sen ominaispiirteet ovat säilyneet. Samoin esimerkiksi vuosikymmeniä sitten tapahtuneiden järvenlaskujen seurauksena laajentuneet hiekkarannat tulisi hyväksyä luonnontilaiseen verrattaviksi, jos ne muutoin täyttävät kriteerit. Luonnontilaisuuden tulkinnassa olennaista olisi siis luontotyypin ominaispiirteiden säilyminen tai palautuminen eikä pelkästään se, kohdistuuko luontotyypin esiintymään nyt tai onko siihen aiemmin kohdistunut ihmisen toimintaa.

Toinen havaittu ongelma on se, että sisävesien hiekkarannoilla **luonnonsuojeluasetuksen maininta hiekkarannalle tyypillisestä eliölajistosta on koettu vaikeasti todennettavaksi**, koska luontotyypille ominaista kasvilajistoa on sisävesillä vaikea määrittellä (Similä ym. 2010). Sisävesien hiekkarannoilla kasviyhteisön koostumus vaihtelee varsin paljon, eikä pelkästään sisävesien hiekkarannoille erikoistuneita kasvilajeja ole selkeästi määriteltävissä. Hiekan sisässä ja pinnalla elävässä hyönteislajistossa sen sijaan on selvemmin sisävesien hiekkarannoille tyypillisiä lajeja kuten myyräisiä (*Bledius* spp.), myyräkiitäjäisiä (*Dyschirius* spp.) ja nupiaisia (*Stenus* spp.).

Hyönteislajien löytäminen, näytteenotto ja tunnistaminen ovat erityisasiantuntemusta vaativia eivätkä onnistu aina kesälläkään esimerkiksi sääolosuhteiden vuoksi. Mikäli yhdellä näytteenotto-kerralla hiekkarannalle tyypillisiä hyönteislajeja ei havaita, ei voida tehdä varmaa johtopäätöstä siitä, että ne puuttuvat kyseiseltä rannalta. Hiekkarantojen määrittelyä selkeyttäisi, mikäli asetuksesta poistettaisiin viittaus hiekkarannan tyypillisiin eliölajeihin. Hiekkarantoja elinympäristönään käyttävän hyönteislajiston elinympäristöjen turvaaminen tulisi nähdä yleisenä perusteena hiekkarantojen säilyttämiselle luonnonsuojelulain luontotyyppinä, mutta kyseisen lajiston läsnäolon osoittaminen jokaisella rajatulla kohteella ei ole tarpeen. Luonnonsuojelulain 29 §:n tarkoittaman hiekkarannan määrittämiseen pitäisi riittää, että kyseessä on luonnontilainen tai luonnontilaiseen verrattava hiekkaranta, joka on riittävän laaja, jotta sille on muodostunut sulkeutumaton hiekkarannan kasvillisuutta.

Luonnonsuojelulain 29 §:n tarkoittaman hiekkarannan vähimmäiskokoa ei ole luonnonsuojeluasetuksessa määritelty tarkemmin kuin että hiekkarannan on oltava riittävän laaja, jotta sille on muodostunut sulkeutumaton hiekkarannan kasvillisuutta. Luonnonsuojelulain luontotyyppien inventointiohjeessa (Pääkkönen ja Alanen 2000) on annettu suuntaa-antavat mitat laajalle hiekkarannalle: rannikolla maaranta keskivedenkorkeudesta pääosin vähintään 10 m leveä ja vähintään 50 m pitkä, sisävesillä 5 m leveä ja 50 m pitkä. Lisäksi on todettu hiekkarannan minimikoon vaihtelevan alueellisesti sekä hiekkarannan edustavuuden mukaan. Kun hiekkarantojen inventoinnista on kertynyt kokemuksia ELY-keskuksissa, on todettu, että etenkin **sisävesillä hiekkarannan suuntaa-antava vähimmäisleveys 5 m on niin suuri, että luonnontilaisia ja edustavia hiekkarantoja jää helposti määrittelyn ulkopuolelle, mikäli kokorajaa noudatetaan kirjaimellisesti.**

Sisävesien hiekkarantojen avoin, vähäkasvinen osuus jää usein viittä metriä kapeammaksi rantapalteen vuoksi. Sisävesien hiekkarannoille syntyy usein jään vaikutuksesta rantapalle eli matala valli, joka jakaa hiekkarannan rantaviivan suuntaisesti kahteen osaan. Rantavallin ja metsän välinen vyöhyke on usein leveämpi, mutta kasvillisuudeltaan sulkeutuneempi kuin rantavallin ja vesirajan välinen vyöhyke. Vallit ovat osa luonnontilaista hiekkarantaa, mutta ELY-keskusten on ollut vaikea perustella rannan määrittelyä luonnonsuojelulain 29 §:ssä tarkoitettuna luontotyyppiksi, kun rannan avoin osa on kapeampi kuin inventointiohjeessa kuvataan. Ongelmia ja kiistatilanteita on syntynyt

siitä huolimatta, että inventointiohjeen vähimmäismitat on kuvattu suuntaa-antaviksi.

Hiekkarannan minimikoolle ei ole luonnontieteellisen tiedon pohjalta osoitettavissa selkeää raja-arvoa. On todettu, että sisävesien hiekkarannoille tyypillistä hyönteislajistoa esiintyy myös viittä metriä kapeammilla rannoilla. On tarpeen tuoda selvemmin esiin, ettei inventointiohjeella ole tarkoitus rajata lain kriteerit täyttävien hiekkarantaesiintymien joukkoa suppeemmaksi kuin mihin luonnonsuojeluasetus antaa edellytykset. Mikäli jokin suuntaa-antava kokoraja on tarpeen, se voisi olla 3–5 m. Keskeistä on antaa mahdollisuus harkintaan, jossa otetaan huomioon kokonaistilanne eli hiekkarannan ominaispiirteet, lajisto ja myös hiekkarantojen yleisyys kyseisellä seudulla. Hiekkarantakohteet on rajattu inventointiohjeen (Pääkkönen ja Alanen 2000) mukaisesti ulottumaan myös veteen keskiveden alapuolelle, ja tämä käytäntö on ELY-keskusten edustajien mukaan toiminnut hyvin.

Kehittämisehdotus:

- Hoidetut ja ihmisen toiminnan laajentamat sekä säännösteltyjen vesistöjen rannoilla sijaitsevat hiekkarannat tulkitaan luonnontilaiseen verrattavaksi luonnonsuojelulain 29 §:n luontotyyppiksi, mikäli hiekkarannan ominaispiirteet ovat säilyneet. Luonnontilaisuuden tulkinnassa olennaista on luontotyyppin ominaispiirteiden säilyminen tai palautuminen eikä pelkästään se, kohdistuuko luontotyyppin esiintymään nyt tai onko siihen kohdistunut aiemmin ihmisen toimintaa. Luonnontilaisuuden tulkintaa yhdenmukaistaisi muihin luontotyyppisiin nähden, jos luontotyyppin nimi "luonnontilaiset hiekkarannat" muutettaisiin muotoon "hiekkarannat".
- Edistetään hiekkarantojen ja hiekkadyynien hoitoa, joka estää rehevöitymistä ja umpeenkasvua.
- Luonnonsuojeluasetuksesta poistetaan viittaus hiekkarannalle tyypilliseen eliölajistoon, jolloin hiekkarannan määrittämiseen riittäisi, että kyseessä on luonnontilainen tai luonnontilaiseen verrattava hiekkaranta, joka on riittävän laaja, jotta sille on muodostunut sulkeutumaton hiekkarannan kasvillisuutta. Hiekkarantoja elinympäristönään käyttävän lajiston turvaaminen tulee nähdä yleisenä perusteena hiekkarantojen säilyttämiselle luonnonsuojelulain luontotyyppinä, mutta kyseisen lajiston läsnäolon osoittaminen jokaisella rajatulla kohteella ei ole tarpeen.

- Tuodaan selvästi esiin, että luonnonsuojelulain luontotyyppien inventointiohjeessa mainitut hiekkarannan vähimmäismitat ovat suuntaa-antavia kuten ohjeessa todetaan. Esimerkiksi rantapalteen jakama hiekkaranta voi olla lain tarkoittama luontotyyppikohde,

vaikka sen vähäkasvinen osa jäisi viittä metriä kapeammaksi. Suuntaa-antava vähimmäisleveys voisi olla 3–5 m ja antaa mahdollisuuden harkintaan, jossa otetaan huomioon hiekkarannan ominaispiirteet, lajisto ja myös hiekkarantojen yleisyys seudulla.

3.2.1.5

Merenrantaniityt



Merenrantaniittyjen hoito voidaan järjestää esimerkiksi maatalouden ympäristötuen erityistuen avulla.

Kuva: Terhi Ryttäri

Merenrantaniityt ovat syntyneet matalille rannoille usein luontaisesti, ja rantavoimat kuten jäät, aallot ja vedenkorkeuden vaihtelut sekä maankohoaminen ovat pitäneet niitä avoimina. Karjan laiduntaminen on kuitenkin ollut tärkeä merenrantaniittyjä laajentava ja niiden eliölajistoa monipuolistava tekijä. Laiduntamisen huomattava väheneminen yhdessä Itämeren rehevöitymisen kanssa on aiheuttanut merenrantaniittyjen umpeenkasvua ja esiintymien häviämistä siinä määrin, että merenrantaniityt on arvioitu äärimmäisen uhanalaisiksi (CR) (Schulman ym. 2008a, 2008b). Jotkut ELY-keskukset ovat pitäneet **perinnebiotooppien suojelua luonnonsuojelulain luontotyyppienä jossain määrin ongelmallisena, koska pelkkä rajauspäätös ei takaa hoitoa tarvitsevien kohteiden säilymistä.**

Merenrantaniittyjä on rajattu luonnonsuojelulain luontotyyppikohteiksi etenkin Pohjois-Pohjanmaalla, Lapissa ja Uudellamaalla. Alueiden hoidosta on kertynyt kokemusta erityisesti Pohjois-Pohjanmaalla, jossa rajattuja merenrantaniittyjä on 25 kpl, ja niistä hoidon piirissä on 8 kpl (300 ha). Suurimmat merenrantaniityt ovat pääasiassa maatalouden erityistukilaitumia (nauta/ lammasta). ELY-keskus on hoitanut muutamaa koh-

detta maanomistajan suostumuksella raivauksilla ja niitoilla, mutta nekin on myöhemmin saatu siirrettyiksi maatalouden erityistuen piiriin. Laidunnusta voitaisiin järjestää todennäköisesti useammallekin kohteelle, koska kysyntää on ainakin suurista laitumista, mutta henkilöresurssit eivät ole riittäneet alueiden markkinointiin viljelijöille. Pohjois-Pohjanmaan ELY-keskuksessa ei ole koettu merenrantaniittyjen hoidon tarvetta esteeksi rajaukselle tai tehtyä rajauspäätöstä hoitoa hankaloitettavaksi. Rajauspäätösten informaatio-osaan on kirjattu, että kohdetta voidaan hoitaa raivaamalla, laiduntamalla ja niittämällä ja poistamalla sinne luontaisesti kuulumatonta kasvillisuutta, jolloin hoidon ei ole katsottu vaativan poikkeuslupaa. (Tupuna Kovanen, Pohjois-Pohjanmaan ELY-keskus, kirj. tiedonanto 9.5.2012)

Merenrantaniittyjen rajaamiseen on ELY-keskuksissa kaivattu lisää tapauskohtaista harkintaa, jotta **umpeenkasvun vuoksi korkeakasvuisiksi muuttuneita osia voitaisiin joissain tapauksissa ottaa mukaan rajaukseen nykyistä laajemmin.** Rajauksista saataisiin toimivampia ekologisia kokonaisuuksia, jos niittyä ei tarvitsisi rajata vain osittain, etenkin jos koko alueen hoidon aloitta-

minen on vireillä. Luonnonsuojelulain luontotyyppien inventointiohjeen (Pääkkönen ja Alanen 2000) mukaan matalakasvuista niittyä on oltava yli puolet rajattavasta alueesta. Ohjetta olisi perusteltua tulkita väljästi siten, että matalakasvuisen ydinalueen lisäksi rajaukseen voisi ottaa mukaan korkeakasvuista osaa laajemminkin, jos rajauksesta muodostuu tällöin toimivampi ja hoidon järjestämisen kannalta parempi kokonaisuus.

Kehittämisehdotus:

- Merenrantaniittyjen rajauksiin voidaan ottaa mukaan myös umpeenkasvun vuoksi korkeakasvuiseksi muuttanutta niittyä, vaikka sen ala ylittäisi matalakasvuisen ydinalueen alan, mikäli rajauksesta muodostuu tällöin toimivampi ja hoidon järjestämisen kannalta parempi kokonaisuus.
- Parannetaan mahdollisuuksia hoitaa perinnebiotooppeja luonnonsuojelulain 29 §:n nojalla rajatuilla alueilla.

3.2.1.6

Hiekkadyynit



Luonnonsuojelulain luontotyyppirajauksilla hiekkadyynit voidaan suojella rakentamiselta.

Kuva: Anne Raunio

Puuttomat ja luontaisesti vähäpuustoiset hiekkadyynit ovat harvinaisia ja vain paikoittain Suomessa esiintyviä. Niiden rajauspäätöksiä on tehty vain muutamia Pohjois-Pohjanmaalla, Etelä-Pohjanmaalla, Lapissa, Kainuussa ja Uudellamaalla. Hiekkadyynit muodostavat merenrannikolla dyynien sukkessio- eli kehityssarjoja, joissa topografialtaan erilaiset dyynityypit ja niihin liittyvä kasvillisuus esiintyvät luonteenomaisina vyöhykkeinä. Ehyet dyynisarjat ovat luonnonsuojelullisesti erityisen arvokkaita, ja ne on luokiteltu luontotyyppien uhanalaisuusarviointissa erittäin uhanalaisiksi nimellä Itämeren dyynisarjat (Kekäläinen ym. 2008).

Hiekkadyynien rajaamisessa luonnonsuojelulain luontotyyppinä ongelmaksi on koettu se, että joissain tapauksissa sukkessiosarjan sisällä on pensaikkoisia tai puustoisia kohtia, joiden takana avoin dyynialue vielä jatkuu. Dyynisarjan sisään voi jäädä myös vetisiä lampareita, joiden esiintyminen kuuluu olennaisena osana sukkessiosar-

joihin. Näissä tapauksissa **koko sukkessiosarjan rajaaminen luontotyyppikohteeksi ei ole ollut itsestään selvää, vaikka se ekologisin perustein olisi tarpeen**. Tällaisissa tapauksissa olisi pyrittävä ekologisten kokonaisuuksien rajaamiseen, vaikka rajauksen sisään jäisi puustoisia tai pensaikkoisia kohtia tai vesialtaita.

Hiekkarantojen tapaan myös hiekkadyynit kärsivät nykyisin rehevöitymisestä ja umpeenkasvusta, mikä näkyy puuston, pensaikon ja ruovikon leviämisenä ennen avoimille dyyneille (Kekäläinen ym. 2008; Mäkinen ym. 2011). Etenkin maankohoamisrannikolla dyynien luontaiseen sukkessioon kuuluu kauimpana rannasta olevien dyynien metsittyminen ja uusien avoimien dyynien syntymisen vesirajan läheisyyteen maan kohotessa. Tämä dynamiikka ei kuitenkaan enää toimi siten, että avoimien dyynien osuus pinta-alasta säilyisi, vaan niiden on todettu vähentyneen rehevöittävän ihmistoiminnan seurauksena.



Monet dyynialueet ovat metsittymässä ja tarvitsevat hoitoa.
Kuva: Anne Raunio

Jotta eliölajiston kannalta hyvin tärkeät avoimet dyynit säilyvät, niitä on alettava hoitaa poistamalla puustoa, pensaikkoa ja ruovikkoa. Tämä säilyttää myös alueiden virkistyskäyttöarvoa. On perusteltua, että hiekkadyynien **hoidetut kohteet voidaan tulkita luonnontilaiseen verrattaviksi**, lain kriteerit täyttäväksi kohteiksi, jos hiekkadyynin ominaispiirteet ovat säilyneet – yleensä ne ovat parantuneet hoidon myötä. Myös metsäisillä dyyneillä on omia merkittäviä arvojaan luonnon monimuotoisuuden kannalta, ja niitä käsitellään luvussa 4.3.2.

Kehittämisehdotus:

- Hiekkadyyniin luetaan sisältyväksi koko avoimien ja vähäpuustoisten dyynien suksiosarja, vaikka sen sisään jäisi pensaikkaisia tai puustoisia kohtia tai vesilampareita, joiden takana avoin tai vähäpuustoinen dyynialue vielä jatkuu.
- Hoidetut (esim. puustoa poistettu) hiekkadyynit tulkitaan luonnontilaiseen verrattavaksi luonnonsuojelulain 29 §:n luontotyyppiä, mikäli hiekkadyynin ominaispiirteet ovat säilyneet. Hiekkadyynien hoitoa edistetään.

3.2.1.7

Katajakedot

Katajaketo on perinnebiotooppi eli perinteisen karjalouden muovaama luontotyyppi, jonka säilyminen edellyttää laidunnusta tai niittoa. Luonnonsuojelulain 29 §:n luontotyypeistä vastaavalaista hoitoa vaativia ovat myös merenrantaniityt ja lehdesniityt. Merenrantaniittyjä on rajattu luontotyyppikohteiksi melko runsaasti (568 ha), kun taas katajaketoja (7 ha) ja lehdesniittyjä (6 ha) on rajattu hyvin vähän. Lehdesniittyjen vähäinen rajaustilanne kuvastaa säilyneiden kohteiden erittäin vähäistä määrää Ahvenanmaan ulkopuolella, mutta katajaketoja olisi löydettävissä huomattavasti enemmän kuin kohteita on inventoitu ja rajattu.

Taustana katajaketojen vähäisille rajauspäätöksille on se, että luonnonsuojelulain 29 §:n luontotyyppien inventoinnin alkuvaiheessa painotettiin metsäisiä luontotyyppiä, joiden katsottiin olevan kiireisimmän suojan tarpeessa. Myös virkistyskäytön ja rakentamisen paineissa olevia rantojen luontotyyppiä on inventoitu ja rajattu kohtalaisesti, mutta katajaketojen inventointi ja sen ohjeistus on jäänyt vähäisemmäksi. Tärkeimpänä syynä tähän on ollut se, että katajakedoilla on säännöllisen hoidon tarve, eikä pelkän luontotyyppirajauspäätöksen ole katsottu ratkaisevan niiden säilymistä. Katajaketoja on pyritty säilyttämään ensisijaisesti maatalouden ympäristötuen erityistuen avulla kuten muitakin perinnebiotooppeja, mutta tulokset eivät luonnon monimuotoisuuden kannalta ole olleet riittäviä.

Toisena syynä katajaketojen rajauspäätösten vähäisyyteen voi olla se, että katajakedot on mielletty ensisijaisesti maisemallisin perustein määritellyksi luontotyyppiä, jonka luontoarvot voivat olla vaatimattomampia kuin useimmilla muilla luonnonsuojelulain luontotyypeillä. Luonnonsuojeluasetuksessa määritellään, että katajakedoilla ”esiintyy katajaa maisemallisesti merkittävässä määrin ja katajien välissä on kallio- tai niitykasvillisuutta”. Katajaketoa voidaan pitää luonnontieteellisesti jossain määrin keinotekoisena luontotyyppinä, eikä sitä ole luontotyyppiluokitteluissa erotettu muista kedoista ja niityistä (vrt. Pykälä ym. 1994; Pählsson 1994; Vainio ym. 2001; Schulman ym. 2008a, 2008b).

Suomen luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnissa perinnebiotoopit arvioitiin selvästi kaikkein uhanalaisimmaksi luontotyyppiryhmäksi: 93 % perinnebiotooppityypeistä on uhanalaisia (Schulman ym. 2008a, b). Kuivat niityt eli kedot kuuluvat uhanalaisimpiin perinnebiotooppeihin, ja kaikki ketotyyppit on arvioitu äärimmäisen uhanalaisiksi (CR). Tätä taustaa vasten **ketojen suojelu on hyvin perusteltua, mutta suojelun kohdentaminen nimenomaan katajaketoihin ei sitä ole**. Luon-



Ketojen suojeleminen on tarpeen, mutta sitä ei pitäisi rajata vain katajaketoihin.
Kuva: Seppo Tuominen

nonsuojelulain vaikuttavuuden ja rajauspäätösten kustannustehokkuuden perusteella suojelluksi luontotyyppiä pitäisi määrittellä katajaketojen sijaan kaikki kedot. Kedot ovat niin harvinaisia ja pienialaisia, että ne sopivat kokonaisuudessaankin luonnonsuojelulain suojelluksi luontotyyppiä.

Kedot ovat hiekka-, sora- ja moreenimaiden kuivia niittyjä. Niitä arvioidaan olevan koko Suomessa enää noin 800 hehtaaria. Ketojen esiintymisen painopiste on lounaisessa Suomessa, ja niitä on yleensä mäkien aurinkoisilla rinteillä kylmien tuntumassa. Kedot jaetaan viiteen alatyypin: kalkkivaikutteiset pienruohokedot, karut pienruohokedot, kangaskedot, mäkikaurakedot ja heinäkedot, jotka kaikki ovat äärimmäisen uhanalaisia (CR) sekä luontotyyppin määrän että laadun muutoksen perusteella. Kedot ovat eliölajistoltaan monimuotoisia ja niillä esiintyy runsaasti uhanalaisia ja harvinaisia kasveja, sieniä ja hyönteisiä. (Schulman ym. 2008b)

Ketojen maapohja on usein niin kuiva, että se voi ylläpitää matalaa ketokasvillisuutta varsin pitkäänkin, vaikka laidunnus olisi päättynyt. Sitten ketojen rajaaminen luonnonsuojelulain luontotyyppiä kohteiksi ei ole merkitykseltään, vaikkei laidunnusta heti pystyttäisikään järjestämään. Kedot sijaitsevat usein lähellä asutusta ja ovat maisemallisesti merkittäviä, mistä syystä niiden säilyminen koetaan tärkeäksi. Koska kedot ovat yleensä pieniä, saattaa olla mahdollista järjestää niiden hoito myös niittämällä, jos laidunnus ei ole mahdollista. Luvussa 3.2.4 on ehdotettu yleisemmin luonnonsuojelulain luontotyyppien hoidon kannustavuuden parantamista.

Perinnebiotoopeilla on myös muita uhkatekijöitä kuin hoidon puute. Etenkin kedot sijaitsevat usein niin lähellä asutusta, että uusien rakennus-

ten ja teiden rakentaminen hävittää niitä helposti. Ketoja on koko maassa, mutta niiden esiintyminen painottuu Lounais-Suomeen, jossa asutus on tiheää ja rakentamistoimintaa on runsaasti. Luonnonsuojelulain luontotyyppirajaus varmistaisi, ettei rakentamisella hävitetä ketojen ominaispiirteitä.

Kehittämisehdotus:

- Suojelluksi luontotyyppiä määrittellen katajaketojen sijaan kaikki kedot. Muutos parantaa säädöksen vaikuttavuutta kohdistamalla suojelua luonnon monimuotoisuuden ja uhanalaisuuden kannalta merkittävämmille ketotyypeille.
- Parannetaan mahdollisuuksia hoitaa perinnebiotoopeja luonnonsuojelulain 29 §:n nojalla rajatuilla alueilla.

3.2.2

Luonnontilaisuuden määrittely

Luonnonsuojelulain 29 §:n luontotyyppiä luetaan laissa lueteltujen luontotyyppien esiintymät, jotka ovat luonnontilaisia tai luonnontilaiseen verrattavia. Erimielisyys luonnontilaisuuden tulkinnasta on ollut yleisin yksittäinen aihe luontotyyppien rajauspäätöksistä tehdyissä valituksissa (Koivulehto 2012). Luontotyyppin luonnontilaisuuden kyseenalaistavat valitukset ovat koskeneet erityisesti jalopuumetsiköitä, hiekkarantoja ja -dyynejä, pähkinäpensaslehtoja sekä merenrantaniittyjä.

Käsitteitä ”luonnontilainen” tai ”luonnontilaiseen verrattava” ei ole selkeästi määritelty luonnonsuojelulaissa, -asetuksessa tai hallituksen esityksessä luonnonsuojelulainsäädännön uudistamiseksi (HE 79/1996). Hallituksen esityksessä ainoastaan todetaan, että ”luonnontilaiseen verrattavilla”

tarkoitetaan sellaisia alueita, kuten katajakedot ja lehdesniityt, joita ihminen esimerkiksi eläimiä laiduntamalla tai niittämällä on jo muuttanut, mutta jotka usein juuri sen seurauksena tarjoavat erinomaisen elinympäristön tietyille kasvi- ja eläinlajeille. Syntyneen oikeuskäytännön mukaan luonnontilaiseen verrattaviksi on tulkittu myös esimerkiksi jalopuumetsiköitä, joissa näkyy merkkejä ihmisen toimista (esim. metsikön hoito, yksittäiset alueelle levinneet kulttuurikasvit), mutta joiden luontoarvot ovat siitä huolimatta säilyneet. Olenaisempaa tulkinnassa on usein ollut alueen nykyinen tila ja ominaispiirteiden säilyminen kuin se, mitä ihmisen toimia alueelle on mahdollisesti kauan sitten kohdistunut.

Edellä kuvattu tulkinta on perusteltu luonnon monimuotoisuuden säilyttämisen kannalta. Luonnonsuojelulain luontotyypeistä useimmat ovat sellaisia, että niiden esiintymät ovat sijainneet asutuksen tuntumassa ja olleet jonkinlaisen hyödyntämisen kohteina jo satojen vuosien ajan. Jalopuumetsiköistä ja pähkinäpensaslehdosta on otettu tarvepuuta ja niintä ja kerätty pähkinöitä, hiekkarantoja ja -dyynejä on käytetty kalastukseen, veneilyyn ja virkistykseen, ja varsinaisten perinnebiotooppien lisäksi muillakin luontotyypeillä on ajoittain laiduntanut karjaa. Täysin koskemattomat luonnonsuojelulain luontotyyppien esiintymät ovatkin harvinaisia poikkeuksia.

Lievä ihmistoiminta ei yleensä ole hävittänyt luontotyyppien ominaispiirteitä ja niitä ylläpitäviä prosesseja, tai ominaispiirteet ovat voineet palautua ihmisen aiheuttaman häiriön jälkeen. Ominaispiirteiden säilymisen ja palautumisen tarkastelu on usein olennaisempaa luonnontilaisuuden tulkinnan kannalta kuin pyrkiminen aiemman ihmistoininnan tarkkaan selvittämiseen. Usein on myös mahdotonta yksiselitteisesti osoittaa, mitä toimia alueella on vuosikymmeniä sitten tehty ja milloin. Luonnontilaisuuden tulkinnan kannalta tärkeät ominaispiirteet ovat paljolti luontotyyppikohtaisia ja niitä on kuvattu mm. Luonnonsuojelulain luontotyyppien inventointioppaassa (Pääkkönen ja Alanen 2000).

Kauan sitten tapahtuneen ihmistoininnan vaikutus luonnontilaisuuteen on siis usein tulkittu oikeuskäytännössä vähäiseksi tai palautuneeksi, mutta ongelmallisempaa voi olla viime vuosina tehtyjen hoitotoimien vaikutuksen tulkinta luontotyyppien luonnontilaisuuteen. Kuten luvussa 3.2.4 on tuotu esiin, myös muut luontotyypit kuin perinnebiotoopit kärsivät nykyisin rehevöitymisestä ja siihen liittyvästä umpeenkasvusta ja kasvillisuuden yksipuolistumisesta. Tällöin tietyt hoitotoimet esimerkiksi hiekkarannoilla, hiekkadyyneillä, jalopuumetsiköissä ja pähkinäpensaslehdossa voivat

säilyttää luontotyyppien ominaispiirteitä, vaikka niitä olisi tehty muista syistä kuin luonnon monimuotoisuuden vuoksi. Siten myös äskettäin hoidettuja luontotyyppikohteita olisi perusteltua lukea luonnontilaiseen verrattaviksi, mikäli luontotyyppien ominaispiirteet ovat säilyneet.

Käsitteen ”luontaisesti syntyneet” tulkinnassa luonnonsuojelulain jalopuumetsiköiden yhteydessä on paljon yhtymäkohtia luonnontilaisuuden tulkintaan. Hallituksen esityksessä luonnonsuojelulainsäädännön uudistamiseksi (HE 79/1996) todetaan, että suojelu ei koske istuttamalla syntyneitä metsiköitä, joiden ensisijaisena tavoitteena yleensä on arvokkaan ainespuun tuottaminen. Muutamissa jalopuumetsiköiden rajauspäätöksiin kohdistuneissa valituksissa on vedottu siihen, että alueelle on kauan sitten istutettu jalopuita, minä vuoksi metsikköä ei voida tulkita luontaisesti syntyneeksi. Istuttamista ei useinkaan pystytä jälkikäteen varmentamaan, jos alue kuuluu kyseisen jalopuulajin luontaiseen levinneisyysalueeseen. Hallinto-oikeuksien ratkaisut ovat perustuneet paljolti jalopuumetsikön rakenteen ja ominaispiirteiden tulkintaan: vaikka alueelle olisi mahdollisesti istutettu jalopuita kauan sitten, mutta puusto on sen jälkeen uudistunut luontaisesti ja kasvillisuuden rakenne on luonnontilaiseen verrattava ja alue kuuluu kyseisen jalopuulajin luontaiseen levinneisyysalueeseen, alue on yleensä tulkittu luonnonsuojelulain kriteerit täyttäväksi.

Kehittämisehdotus:

- Tuodaan selvemmin esiin, että myös luonnontilaiseen verrattavat esiintymät täyttävät luonnonsuojelulain 29 §:n luontotyyppien kriteerit. Painotetaan ”luonnontilaiseen verrattavan” ja ”luontaisesti syntyneen” esiintymän tulkinnassa luontotyyppien ominaispiirteiden säilymistä ja palautumista eikä pelkästään sitä, onko esiintymään kohdistunut ihmisen toimintaa.
- Myös äskettäin hoidettuja luontotyyppikohteita luetaan luonnontilaiseen verrattaviksi, mikäli luontotyyppien ominaispiirteet ovat säilyneet.

3.2.3

Rantaluontotyyppien rajaaminen maankohoamisrannikolla

Merenrannikollemme on ominaista jääkauden jälkeinen maankohoaminen, jonka seurauksena merestä paljastuu aluksi kasvitonta maata, jolle rantakasvillisuus leviää. Kun maa kohoaa lisää, kasvillisuus muuttuu ja syntyy maankohoamisrannikolle ominaisia kasvillisuuden vyöhykkeitä

eli sukkessiosarjoja. Merenrantaniittyjen, hiekkarantojen ja dyynien esiintymät merenrannikolla ulottuvat yleensä vesirajaan asti ja muodostuvat erilaisista kasvillisuusvyöhykkeistä. Näiden luontotyyppien ominaispiirteiden säilymiselle on tärkeää, että maankohoamiseen liittyvä sukessiokehitys saa toimia luonnonmukaisesti, eli että luontotyyppiä syntyy meren puolelta lisää samalla kun kauimmaksi merestä jäänyt luontotyyppin taka-reuna vähitellen metsittyy. Nopeimman maankohoamisen alueella Merenkurkussa ja Perämerellä tämä luontotyyppin siirtyminen voi laakeilla rannoilla olla varsin nopeaa.

Jotta luontotyyppirajausalueet eivät menetä toiminnallista yhteyttään merenrantaan ja muutu vähitellen kokonaan, merenrannikolla on perusteltua ulottaa luontotyyppirajaukset vesialueelle, jotta ennakoidaan sen kohoaminen vähitellen vedenpinnan yläpuolelle. Luontotyyppirajauksen vedenalaiset osat ovat myös itsessään tärkeitä luonnon monimuotoisuuskohteita etenkin matalilla hiekkaisilla rannoilla, joilla muodostuu vedenalaisia hiekkasärkkiä.

Luonnonsuojelulain luontotyyppien inventointiohjeessa (Pääkkönen ja Alanen 2000) kehoitetaan ulottamaan rajaukset rannikolla vähintään 10 metriä keskiveden korkeudesta vaakasuraan (vähintään alimman vuotuisen vedenpinnan korkeudelle, hyvin laakeilla rannoilla rajataan siis leveämpi osa kuin jyrkillä rannoilla). Käytännössä rajaamisessa on usein käytetty apuna ilmakuvia, joista näkyvät veden alta kuultavat hiekkaiset matalikot, jotka rajataan mukaan alueeseen. Rajausten koko vaihtelee huomattavasti rannan topografian ja hiekkasärkkien esiintymisen mukaan, ja hyvin

matalien rantojen rajaukset voivat ulottua 100 metrin päähän keskiveden korkeudesta.

Merenrannikon luontotyyppirajauksia on tehty edellä kuvatulla tavalla, ja rajauksen ulottamisesta veteen on valitettu kahdessa tapauksessa (Koivulehto 2012). Oulun hallinto-oikeuden ratkaisun mukaan vedenalainen hiekkasärkki kuului olennaisena osana rajatun luonnontilaisen hiekkarannan, hiekkadyynin ja merenrantaniityn muodostamaan kokonaisuuteen, jonka katsottiin muuttuvan jatkuvasti erityisesti maankohoamisen vuoksi. Hallinto-oikeus katsoi, että alueen luonnonolosuhteet tuli huomioida rajauksessa kokonaisuudessaan, jotta suojellun luontotyyppin ominaispiirteet voisivat säilyä. Tapauksessa ominaispiirteiden säilymisen edellytykseksi katsottiin vedenalaisten hiekkasärkkien rajaaminen osaksi suojeltua luontotyyppiä. Myös toisessa vastaavanlaisessa tapauksessa hallinto-oikeus hylkäsi valituksen. Syntynyt käytäntö on luonnon monimuotoisuuden kannalta perusteltu, mutta olisi syytä tuoda selvemmin esiin, että etenkin maankohoamisalueilla merenrannan luontotyyppikohteiden rajaukset ulotetaan veteen, ja rajauksen leveys riippuu rannan ja sen vedenalaisen osan topografiasta sekä maankohoamisen nopeudesta.

Kehittämisehdotus:

- Tuodaan selvemmin esiin, että maankohoamisrannikolla merenrannan luontotyyppikohteiden rajaukset ulotetaan maankohoamisen ennakoimiseksi riittävän kauas veteen. Rajauksen leveys riippuu rannan ja sen vedenalaisen osan topografiasta sekä maankohoamisen nopeudesta.



Luontotyyppien hoidon järjestäminen



Lehdesniittyjen hoito on työlästä, mutta tuloksena on kaunis maisema ja lajien runsaus.

Kuva: Seppo Tuominen

Luonnonsuojelulainsäädännön arviointia varten tehdyssä kyselyssä (Similä ym. 2010) useat vastaajat painottivat, että luonnonsuojelulain 29 §:n luontotyypeille ei aina riitä pelkkä suojelu, vaan useat luontotyyppiesiintymät tarvitsevat hoitoa, jotta niiden ominaispiirteet säilyisivät pitkällä aikavälillä. Maanomistajia ei voida velvoittaa hoitamaan esiintymiä, ja hoidon järjestäminen on usein osoittautunut vaikeaksi. Tärkeimpänä ongelmana nähdään hoidon kannustimien ja rahoituksen puute, eivät niinkään hoidolle kielteiset asenteet.

Kaikkien luonnonsuojelulain 29 §:n luontotyyppien esiintymillä voi olla hoitotarvetta, tervaleppäkorvissa kuitenkin vähemmän kuin muilla luontotyypeillä. Säännöllisin hoitotarve on perinnebiotoopeilla: katajakedoilla, lehdesniityillä ja osalla merenrantaniityistä. Ne ovat syntyneet perinteiseen maatalouteen liittyneen laiduntamisen ja niittämisen tuloksena, ja toistuva hoito on tarpeen keto- ja niittykasvillisuuden ylläpitämiseksi. Muilla luontotyypeillä hoitotarvetta ei ole kaikilla esiintymillä. Osa jalopuumetsiköiden ja pähkinäpensaslehtojen esiintymistä tarvitsee kuusen tai muun liikaa varjostavan puuston vähentämistä, jotta jalopuut, pähkinäpensaat ja lehtokasvillisuus saavat riittävästi valoa ja säilyvät elinvoimaisina. Hoitotarve on syntynyt mm. kuusta suosivan metsänhoidon ja metsälaidunnuksen loppumisen seurauksena. Tervaleppäkorvissa tarvittavat toimenpiteet ovat ennallistamisen tyyppisiä ja liittyvät vesitalouden turvaamiseen. Toimenpiteinä voivat olla esimerkiksi ojien tukkiminen ja kuivumisen myötä lisääntyneen kuusen vähentäminen.

Osa hiekkarannoista ja -dyyneistä puolestaan uhkaavat rehevöityminen ja umpeenkasvu mm. vesistöjen rehevöitymisen, ilman kautta tulevan tyyppilaskeuman, ilman hiilidioksidipitoisuuden nousun sekä vieraslaji kurtturuusun (*Rosa rugosa*) leviämisen vuoksi. Tarvittava hoito on levämassojen, ruovikon sekä puiden ja niiden taimien ja pensaiden poistoa, jotta rannat säilyttävät avoimuutensa. Käsitys luontotyyppien uhanalaisuuden syistä ja tulevaisuuden uhkatekijöistä on tarkentunut mm. luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnin (Raunio ym. 2008) ja erilaisten paahdeympäristöihin liittyvien selvitysten (From 2005; Mäkinen ym. 2011) myötä, ja hoidon tarve myös luonnonsuojelulain 29 §:n luontotyypeillä on korostunut verrattuna lakisääteisen luontotyyppisuojeleluun 1990-luvulla. Hiekkarantojen ja dyynien hoidosta on vielä varsin vähän kokemuksia, joten ohjeistusta hoidon suunnitteluun ja toteutukseen tarvitaan. Dyynien hoitotarvetta on arvioitu ja hoitotoimia tehty esimerkiksi Vattajan Life-hankkeessa (Tikkanen 2007; Koskela 2009).

Luonnonsuojelulain 29 §:n luontotyyppien inventoinnissa on kerätty tietoa lain kriteerit täyttävien kohteiden hoitotarpeesta. Hoitotarve on arvioitu viidessä eri luokassa (ks. kuva 13). Erittäin kiireellinen hoito tarkoittaa, että se olisi aloitettava heti luontotyyppikohteen ominaispiirteiden turvaamiseksi. Kiireellinen hoito edellyttää hoitotoimien aloittamista noin viiden vuoden sisällä ja ei-kiireellinen hoito pidemmällä aikavälillä. Luonnonsuojelulain 29 §:n kriteerit täyttävistä luontotyypeistä hoitotarve on arvioitu runsaalla 80 %

kohteista (83 %, 1 378 kohdetta). Muiden kohteiden hoitotarpeesta ei ole tietoa, joten seuraavassa esitettävät luvut eivät anna täysin luotettavaa tietoa kokonaistilanteesta, ja hoitotarpeen arvioinnin kattavuus poikkeaa toisistaan eri luontotyypeillä.

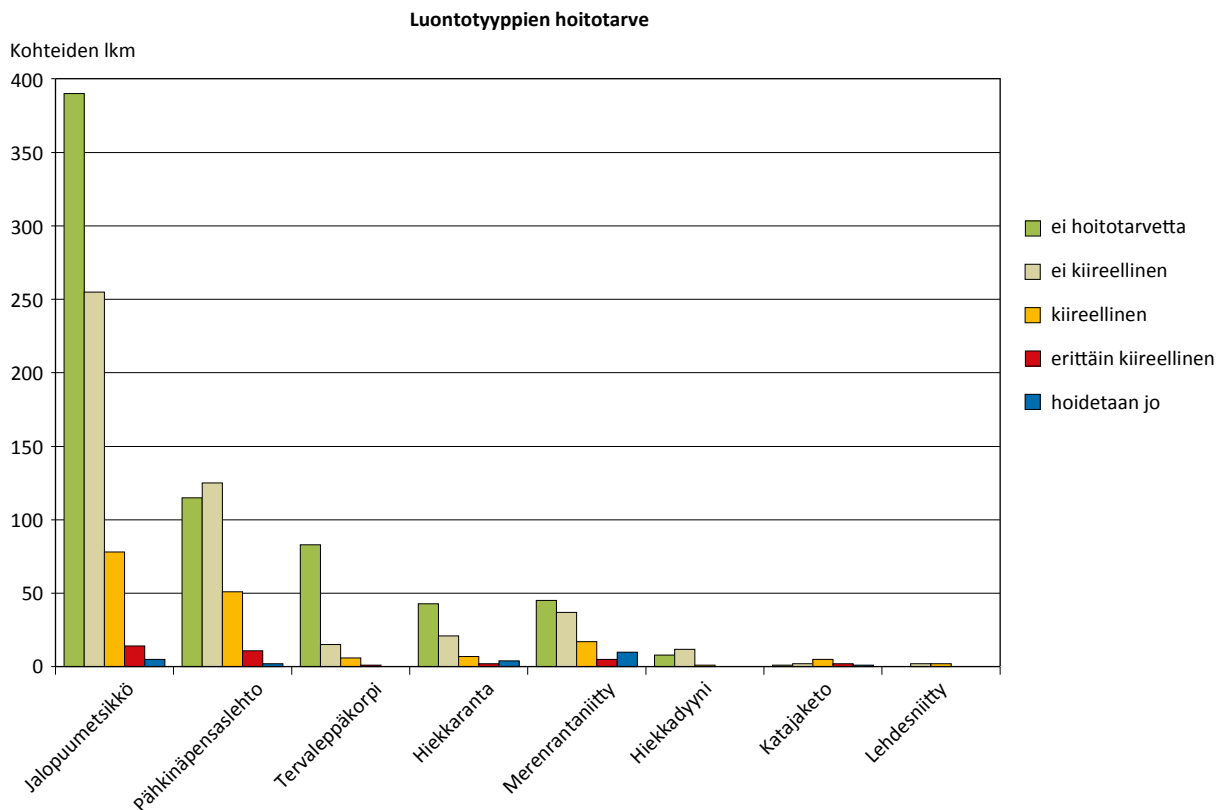
Kohteista, joilla hoitotarvearvio on kirjattu, inventointivaiheessa kiireellistä hoitoa tarvitseviksi on arvioitu 15 % kohteista. Pidemmällä aikavälillä hoitoa arvioidaan olevan lisäksi 34 %:lla kohteista. Puolella kohteista ei inventointihetkellä arvioitu olevan hoitotarvetta. Pienellä osalla kohteista oli jonkinlaista hoitoa jo inventointihetkellä.

Luontotyyppien inventointilomakkeisiin on kirjattu kohdekohtaisia hoitosuosituksia. Jalopuumetsiköissä lähes kaikki suositukset painottuvat kuusen poistoon – muutamissa tapauksissa suositeltuja toimia ovat myös haapa- ja harmaaleppävesakon tai -tiheikön tai vieraan puu- tai pensaslajin poisto, kulkemisen ohjaaminen maaston kulumisen välttämiseksi tai romujen ja roskien siivoaminen alueelta. Pähkinäpensaslehdossa hoitosuosituksukset ovat samantyyppisiä, tosin vieraslajeja ja maaston kulumista ei ole mainittu, ja lehtipuiden (myös tuomi ja pihlaja) harventamista suositellaan ehkä hieman useammin kuin jalopuumetsiköissä. Tervaleppäkorvissa hoitotarvetta on tuotu esiin vähemmän, ja se on lähinnä tarvetta oijen tukkimi-

seen, kuusen seurantaan ja poistoon sekä veneiden ja roskien poistamiseen alueelta.

Hiekkarannoilla inventointilomakkeille kirjattu hoitotarve on yleensä ruovikon, kurturuusun ja muiden pensaiden ja puiden sekä levämässan poistoa, virkistyskäytön ohjaamista maaston kulumisen vähentämiseksi sekä veneiden, tarpeettomien rakenteiden ja roskien poistamista. Myös hiekkadyyneillä umpeenkasvu aiheuttaa hoitotarvetta, ja erityisesti suositellaan männyntaimien poistamista. Merenrantaniityillä hoitotarve on suuri, ja niille suositellaan usein pajukon ja ruovikon raivaamista, laiduntamista ja niittoa sekä roskien siivoamista. Myös katajaketojen hoitotarve on suuri, ja niille suositellaan tiheiden katajikkojen harventamista, kuolleiden katajien poistoa sekä laidunnusta ja niittoa. Kaikki inventoidut lehdesniityt tarvitsisivat raivaamista ja perinteistä lehdesniityjen hoitoa.

Vastaavanlaisia hoitotarpeita luonnon monimuotoisuuden ylläpitämiseksi ja ongelmia hoidon järjestämisessä on myös yksityismaiden luonnonsojelualueilla sekä ELY-keskusten rajaamalla erityisesti suojeltavien lajien esiintymillä. Tilannetta on jossain määrin parantanut se, että Metsähallitus on voinut hoitaa puustoisia luonnonsojelualueita myös yksityismailla METSO-rahoituksella, mutta



Kuva 13. Inventoitujen, luonnonsojeluain 29 §:n kriteerit täyttävien luontotyyppikohteiden hoitotarve inventointihetkellä luontotyypeittäin. Hoitotarve on arvioitu 83 %:lla kriteerit täyttävistä luontotyypeistä (1 378 kohdetta).

muut kuin METSO-kelpoiset kohteet ovat jääneet kokonaan ilman hoitoa. Onkin nähty tarpeelliseksi kehittää rahoitusinstrumentti, joka kannustaisi maanomistajia tarvittaessa hoitamaan luontotyyppikohteita. Täydentäväksi ratkaisuksi on ehdotettu, että valtiolla olisi lainsäädäntöön perustuva oikeus kunnostaa ja hoitaa yksityismaalle rajattua luontotyyppikohdetta luonnon monimuotoisuuden säilyttämiseksi. (Similä ym. 2010)

Myös Suvantola ja Similä (2011) ehdottavat, että luonnonsuojelulainsäädäntöä olisi syytä täydentää metsälainsäädännön kaltaisella rahoitusinstrumentilla, jolla voitaisiin rahoittaa hoitotoimenpiteitä. Tämä olisi luonteva jatke METSO-ohjelman myötä hyväksyntää saaneelle suojelun vapaaehtoiselle toteutukselle. Tällaisen rahoitusinstrumentin tulisi soveltua kaikille, myös ei-puustoisille luontotyypeille.

Metsäisillä luonnonsuojelulain luontotyypeillä hoitoa kannattaa suunnitella ja toteuttaa metsäsuunnittelun yhteydessä yhteistyössä metsäviranomaisten kanssa. Esimerkiksi lehtojen hoito on helpointa järjestää ja kustannuksia säästävää, jos se voidaan tehdä samalla kun lähistöllä olevia muita metsäkuvioita hoidetaan. Samalla voidaan myös suunnitella lähiympäristön käsittely siten, etteivät luontotyyppirajauksen sisällä olevat luontotyyppien ominaispiirteet heikenny.

Kehittämisehdotus:

- Kehitetään maanomistajia kannustava rahoitusinstrumentti luonnonsuojelulain 29 §:n luontotyyppikohteiden hoitamista varten vastaavalla tavalla kuin METSO-ohjelmassa. Rahoitusinstrumentin tulisi soveltua kaikille hoitoa tarvitseville luontotyypeille sekä myös yksityismaiden luonnonsuojelualueille ja erityisesti suojeltavien lajien esiintymille.
- Suunnitellaan ja toteutetaan metsäisten luontotyyppien hoitoa metsäsuunnittelun yhteydessä yhteistyössä metsäviranomaisten kanssa. Samalla varmistetaan, etteivät lähiympäristön käsittelyt vaaranna luontotyyppien ominaispiirteiden säilymistä.
- Selvitetään hoitoa tarvitsevat luonnonsuojelulain 29 §:n luontotyyppien esiintymät ELY-keskuksittain ja toteutetaan hoitotoimet yhteistyössä maanomistajien kanssa.
- Tuotetaan ohjeistusta luontotyyppien hoidosta etenkin uudentyyppejä hoitokohteita kuten hiekkarantoja ja -dyynejä varten.
- Etsitään keinoja järjestää rajatun luontotyyppikohteen kunnostaminen ja hoito luonnon monimuotoisuuden säilyttämiseksi myös niissä tapauksissa, joissa maanomistaja ei osallistu hoitoon.

3.2.5

Luontotyyppirajauksen ulkopuolella tehtävien toimien vaikutukset

Suojeltujen luontotyyppien ominaispiirteitä ei saa luonnonsuojelulain mukaan vaarantaa. Laissa ei ole otettu kantaa siihen, missä tapahtuvaa toimintaa tämä säädös koskee. Oikeustieteellisessä kirjallisuudessa on esitetty tulkinta, että sellaisilla luonnonsuojelulain mukaisesti rajatuilla kohteilla, säännökset eivät rajaudu vain alueen sisällä suoritettaviin toimenpiteisiin, vaan ratkaisevaa on, ulottuuko alueen sisälle lain kieltämiä vaikutuksia (mm. Suvantola ja Similä 2011). Tämä tulkinta koskee luonnonsuojelulain 29 §:n luontotyyppien lisäksi myös mm. Natura 2000 -alueita sekä erityisesti suojeltavien lajien ja luontodirektiivin liitteen IV a lajien esiintymispaikkoja.

Luontotyyppirajauksen pitäisi siis periaatteessa olla turvassa ulkopuolisilta vaikutuksilta, mutta näin ei käytännössä aina ole. Luonnonsuojelulainsäädännön arviointia varten tehdyn kyselyn vastauksissa tuli esiin tarve säännellä luontotyyppirajauksen ulkopuolella tehtäviä toimia, jotka vaikuttavat rajattuun luontotyyppiin (Similä ym. 2010). ELY-keskusten luonnonsuojeluviranomaisten mukaan luontotyyppirajauksen lähistölle suunniteltujen rakennuspaikkojen ja esimerkiksi kuivatushankkeiden yhteydessä on usein pystytty sopimaan toiminnan toteuttamisesta siten, että luontotyyppien ominaispiirteet eivät vaarannu, mutta esimerkiksi metsänhakuut ulottuvat usein aivan luontotyyppirajaukseen saakka.

Jalopuumetsiköt, pähkinäpensaslehdot ja tervaleppäkorvet kärsivät läheisistä avohakuista ja etenkin tervaleppäkorvet myös ojituksista. Hiekkarannat, dyynit ja merenrantaniityt taas voivat heikentyä alueen ulkopuolisten ruoppausten ja läjitysten tai ympäristöä rehevöittävän toiminnan seurauksena. On selvennettävä ja kehitettävä tulkintoja ja menettelytapoja, joilla vältetään luontotyyppien ominaispiirteiden vaarantaminen rajauksen ulkopuolisilla toimilla.

Luontotyyppirajaukset ovat pääsääntöisesti pieniä, jolloin ne ovat herkkiä ulkopuolisille vaikutuksille esimerkiksi vesitalouden tai pienilmaston muuttumisen kautta. Luontotyyppirajauksen keskikoko on 2,0 hehtaaria, mutta keskiarvoon vaikuttavat muutamat suuret hiekkadyyni- ja merenrantaniittyalueet, ja valtaosa kohteista on tätä pienempiä. Hyvin pienialaiseksi jäävän luontotyyppirajauskohteen säilyminen on kyseenalaista pidemmällä aikavälillä, koska ominaispiirteitä ylläpitävät ekologiset prosessit toimivat huonosti

ja/tai alueen ulkopuoliset toimet voivat aiheuttaa alueelle haitallisia vaikutuksia.

Similä ym. (2010) ehdottavat luontotyyppi-
rajausten laajennuksia siten, että niihin saadaan
mukaan toiminnallisia ekologisia kokonaisuuksia,
jolloin kohteiden säilyminen pitkällä aikavälillä
paranee ja rajauspäätösten vaikuttavuus luonnon
monimuotoisuuden kannalta kasvaa. Tämän rap-
portin edellisissä luvuissa on tehty luontotyyppi-
kohtaisiin kehittämistarpeisiin perustuvia ehdo-
tuksia, jotka toteutuessaan vaikuttaisivat tähän
suuntaan, mutta on myös tarpeen linjata yleisem-
min, että rajausten tulisi nykyistä enemmän myö-
täillä luonnonmukaisia rajoja ja vaihtumisvyö-
hykkeitä kuten maaston muotoja ja hydrologisia
kokonaisuuksia.

Kehittämisehdotus:

- Selvennetään tulkintaa, ettei luontotyyppien ominaispiirteitä saa vaarantaa rajauksen ulkopuolisillakaan toimilla. Kehitetään eri vi-
ranomaisten menettelytapoja ja yhteistyötä siten, että tämä säännös toteutuu.
- Luontotyyppien rajaamisen yleisperiaat-
teeksi otetaan toiminnallisen ekologisen ko-
konaisuuden rajaaminen. Käytännössä tämä
merkitsee esimerkiksi maaston muotojen ja
vesitalouden nykyistä parempaa huomioon
ottamista rajauspäätöksissä.

3.2.6

Luontotyyppisuojelelun kustannustehokkuus

Similän ym. (2010) mukaan luonnonsuojelelain
29 §:n suojellut luontotyypit ovat olleet oikein va-
littuja, luonnon monimuotoisuuden säilyttämisen
kannalta merkittäviä luontotyyppisiä, ja niiden suo-
jelu on selvästi edistynyt luonnonsuojelelain toi-
meenpanon myötä. Järjestelmän kustannustehok-
kuus on kuitenkin herättänyt kysymyksiä, koska
pienikokoisten luontotyyppirajausten valmistelu
vaatii paljon hallinnon voimavaroja. Luontotyy-
ppien inventointi ja rajaaminen on aikaavievää, ja
rajauspäätöksiä on tehty alueellisesti vaihtelevalla
intensiteetillä ja priorisoiden arvokkaimpia tai
uhattuja kohteita.

Suojeltavien luontotyyppien tunnistaminen ja
rajaaminen vaativat asiantuntemusta, eikä hallin-
nossa ole ollut riittävästi voimavaroja luontotyy-
ppien kattaviin inventointeihin ja rajauspäätösten
tekoon. Inventointi on ollut niukasti resursoitua
verrattuna esimerkiksi metsälain erityisen tärkeiden
elinympäristöjen kartoituksiin. Nykyisissä
ELY-keskuksissa voimavarat ovat entisestään vä-
henemässä.

Vuonna 2011 kolmessatoista ELY-keskukses-
sa käytettiin työaikaa luontotyyppien suojeleluun
yhteensä 2,28 henkilötyövuotta (Puomio 2012).
ELY-keskuksilta tätä raporttia varten saatujen tie-
tojen perusteella yhden luontotyyppipäätöksen
valmistelu, johon kuuluvat kaikki työvaiheet luon-
totyyppi-inventoinnista tiedon tallentamiseen, vie
keskimäärin viisi henkilötyöpäivää. Vaihtelu on
suurta luontotyyppin ja kohteen mukaan. Vaikeat
tapaukset voivat työllistää moninkertaisesti enem-
män.

Luonnonsuojelelain säädännön arviointia varten
tehdyssä kyselyssä (Similä ym. 2010) vain vajaat 20
% vastanneista oli sitä mieltä, että luontotyyppi-
päätösten valmistelu on kustannustehokasta. Var-
sinkin ELY-keskusten edustajat ehdottivat yhtenä
parannuskeinona rajauspäätöksistä luopumista eli
automaattisuojelelun suoraan lain nojalla metsälain
tapaan.

Luontotyyppisuojelelun säädösten valmisteluvai-
heessa 1990-luvulla oli esillä vaihtoehto, jossa osa
luontotyyppistä suojeltaisiin suoraan lain nojalla
ilman erillisiä rajauspäätöksiä. Tämän ns. auto-
maattisuojeleluvaihtoehdon mallina olivat eräät ul-
komaiset järjestelmät sekä Suomen muinaismuis-
tolaki, jonka mukaan kiinteät muinaisjäännökset
on suojeltu suoraan lailla ja rajat määritellään vain
tarvittaessa. Perusteena oli hallinnollisen menette-
lyn keventäminen ja kustannusten säästö. Luon-
nonsuojelelaissa päädyttiin kuitenkin rajauspää-
tösmenettelyyn ja perusteltiin sitä selkeydellä ja
maanomistajien oikeusturvalla (Suvantola ja Simi-
lä 2011). Metsälain erityisen tärkeät elinympäristöt
sitä vastoin tulivat 1990-luvulla automaattisuoje-
lelun piiriin – tosin niitä alettiin kartoittaa valtion
kustannuksella ja havaitut esiintymät saatettiin
maanomistajien tietoon.

Similä ym. (2010) toteavat luonnonsuojelelain-
säädännön arvioinnin johtopäätöksissä, että ny-
kyinen luontotyyppien suojelelujärjestelmä koetaan
työlääksi, mutta työläyden käänköpuolena on pää-
tösten huolellinen valmistelu ja sitä kautta päätös-
ten hyvä perusteltavuus. Myös luonnon monimu-
toisuuden tuntemuksen kannalta on positiivista,
että harvinaisista luontotyyppistä kerätään maas-
tossa inventointitietoa. Suojelelun suoraan lain nojal-
la ilman rajauspäätöksiä vähentäisi hallinnollisia
kustannuksia, mutta aiheuttaisi epätietoisuutta
luontotyyppien rajoista, mikä voisi aiheuttaa kon-
flikteja ja luonnonsuojelelupolitiikan hyväksyttä-
vyyden heikkenemistä. Kohteita myös tuhoutuisi,
koska niitä ei tunnisteta.

Luonnonsuojelelain 29 §:n luontotyyppisissä on
kuitenkin vaihtelevuutta tunnistettavuuden ja
luontaisten rajojen selkeyden suhteen. Esimerkik-
si Ruotsissa tietyt helposti tunnistettavat, maa-

talousympäristössä esiintyvät luontotyypit ovat automaattisesti suojeltuja aluesuojeluasetuksen perusteella. Näitä ovat esimerkiksi puukujat sekä lähteet, pienvedet ja kosteikot maatalousmaalla (Naturvårdsverket 2012). Suurin osa Ruotsissa suojeltavista luontotyypeistä edellyttää kuitenkin *Skogsstyrelsenin*, läänin tai kunnan rajauspäätöstä (ks. luku 6).

Suomen nykyisen luonnonsuojelulain 29 §:n helpoimmin tunnistettavia ja rajattavia luontotyyppisiä ovat puuttomat tai vähäpuustoiset rantojen luontotyypit eli hiekkarannat, hiekkadyynit ja merenrantaniityt. Ne erottuvat ympäristöstään yleensä maaperän laadun ja/tai kasvillisuuden mataluuden perusteella. Myös maisemapuut eli avointa maisemaa hallitsevat suuret yksittäiset puut tai puuryhmät ovat helposti tunnistettavia ja rajattavia. Näillä luonnonsuojelulain 29 §:n luontotyypeillä automaattisuojaus ilman rajauspäätöksiä toimisi parhaiten. Automaattisuojelelun käyttöönotto edellyttäisi vaikutustarkastelua sekä panostamista tiedottamiseen ja neuvontaan.

Luontotyyppisuojelelun kustannustehokkuutta on syytä pyrkiä parantamaan eri keinoin. Toimintaa voidaan tehostaa parantamalla ohjeistusta ja keskittämällä samantyyppisten asioiden käsittelyä tiettyihin ELY-keskuksiin. Myös edellisissä luvuissa esitetyt ratkaisut luontotyyppirajauksen laajentamisesta ottaen nykyistä paremmin huomioon toiminnalliset ekologiset kokonaisuudet parantaisivat kohteiden luonnonarvojen säilymistä pitkällä aikavälillä, mikä tehostaisi rajauspäätösten vaikuttavuutta luonnon monimuotoisuuden kannalta. Samaan suuntaan vaikuttaisi edellä esitetty luontotyyppialueiden hoidon järjestäminen.

Kustannustehokkuutta voitaisiin parantaa myös parantamalla eri viranomaisten välistä tiedonkulkua ja yhteistyötä. Luonnonsuojelulain 29 §:n mukaisia luontotyyppejä löytyy maastosta esimerkiksi metsälain erityisen tärkeiden elinympäristöjen kartoituksissa, mutta tiedot niistä jäävät nykyisin vain metsäsuunnittelun käyttöön. Luontotyyppien inventoinneissa ja hoidossa on perusteltua tiivistää yhteistyötä ja selkeyttää työnjakoa ELY-keskusten ja Metsähallituksen luontopalvelujen kesken.

Tämän raportin kokoaminen toi selvästi esiin, että tietoja luontotyyppien rajauspäätöksistä, poikkeusluvista, korvauksista sekä valituksista ja niiden ratkaisusta ei ole hallinnoitu siten, että yhteenvedojen tekeminen ja kokonaistilanteen hahmottaminen olisi helppoa. Tietojen kokoamista varten on olemassa eri tapoja ja järjestelmiä (mm. päätösten kirjaaminen ELY-keskuksissa ja hallinto-oikeuksissa, tietojen kokoaminen ympäristöministeriöön, SYKEN luoma ja ELY-keskusten ylläpitämä LuLu-tietokanta), mutta ilmeisesti mikään

niistä ei ole täysin kattava, koska eri järjestelmät antavat samastakin asiasta hieman eri tuloksia. Ajantasaisten tilastojen ja yhteenvedojen puutteellisuus ja niiden kokoamisen hankaluus koskee myös jäljempänä tarkasteltavia tietoja muista elinympäristöistä. Tietojen hallinnointi ja sen vastuunjako tulisi määritellä ja toteuttaa nykyistä selkeämmin ja tehokkaammin. Tämä auttaisi havaitsemaan mahdolliset puutteet ja poikkeamat ja niistä syntyvät tarpeet parantaa prosesseja, mikä edesauttaisi toiminnan kustannustehokkuuden parantamista.

Kehittämisehdotus:

- Luontotyyppisuojelelun kustannustehokkuutta parannetaan eri keinoin, esimerkiksi parantamalla ohjeistusta ja eri viranomaisten välistä tiedonkulkua ja yhteistyötä sekä keskittämällä samantyyppisten asioiden käsittelyä. Suojelelun mahdollisuutta suoraan lain nojalla ilman rajauspäätöksiä voidaan harkita helpoimmin tunnistettavilla ja ympäristöstään rajautuvilla luontotyypeillä.
- Tietoja luontotyyppien esiintymistä ja niihin liittyvistä päätöksistä, poikkeusluvista, korvauksista, valituksista ja niiden ratkaisusta hallinnoidaan nykyistä tehokkaammin ja tietojen saatavuutta parannetaan, jotta yhteenvedojen tekeminen sekä mahdollisiin puutteisiin ja poikkeamiin reagoiminen helpottuu. Tämä koskee eri elinympäristöjen tietoja laajemmin, ei yksinomaan luonnonsuojelulain 29 §:n luontotyyppejä.
- Rajauspäätösten vaikuttavuutta lisätään ottamalla rajauksissa paremmin huomioon luontotyyppien toiminnalliset ekologiset kokonaisuudet, vähentämällä rajausalueiden ulkopuolisten toimien haitallisia vaikutuksia luontotyyppien ominaispiirteisiin sekä järjestämällä tarvittaessa luontotyyppialueiden hoito luontoarvojen säilyttämiseksi.

3.3

Metsälain erityisen tärkeät elinympäristöt

Tässä luvussa tarkastellaan nykyisen metsälain 10 §:n erityisen tärkeisiin elinympäristöihin ja niiden turvaamiseen liittyviä kehittämistarpeita. Kehittämisehdotuksia metsälain ekologisen vaikuttavuuden parantamiseksi on tuotu esiin muun muassa Toimintasuunnitelmassa uhanalaisten luontotyyppien tilan parantamiseksi (Ympäristöministeriö 2011), ja lisäksi luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnin asiantuntijaryhmien näkemyksiä on kuultu työn kuluessa. Kehittämistarpeita on

tarkasteltu myös useissa metsälain 10 §:n elinympäristöjä koskevista tutkimuksista ja selvityksistä. Luvussa 3.3.1 tarkastellaan tiettyjä elinympäristöjä, ja luvussa 3.3.2 tuodaan esiin yleisiä kehittämistarpeita metsälain 10 §:n säädöksistä ja niiden soveltamisesta.

Metsälain ekologisen vaikuttavuuden parantamiseksi on syytä edelleen kiinnittää huomiota erityisen tärkeiden elinympäristöjen tunnistamiseen, rajaamiseen riittävän laajoina ekologisina kokonaisuuksin sekä ominaispiirteiden turvaamiseen. Elinympäristöjen tulkintojen yhdenmukaistamiseen maan eri osissa on todettu olevan edelleen tarvetta. Käyttöön vakiintunut pienalaisuuden vaatimus ja keskimääräistä tiukempien elinympäristökohtaisten kriteerien käyttö alueellisesti yleisillä elinympäristötyypeillä esim. letto- ja lehtokeskuksissa vähentävät metsälain ekologista vaikuttavuutta jättämällä metsälakikohteiden ulkopuolelle monimuotoisuuden kannalta merkittäviä kohteita.

Tämän selvityksen laatimisen aikana metsälain uudistusta on valmisteltu maa- ja metsätalousministeriön johdolla, ja työryhmä sai valmiiksi esityksensä elokuussa 2012. Tämä selvitys pohjautuu kuitenkin voimassaolevaan metsälakiin, koska uudistuksen voimaan saattamisessa on vielä useita vaiheita, joiden kuluessa lakiesitystä saatetaan muokata.

Metsälain elinympäristöihin sisältyviä pienvesien lähiympäristöjä ei käsitellä tässä luvussa, vaan luvussa 3.4, jossa on kokonaistarkastelu pienvesien turvaamisesta eri lakien nojalla. Pienvesiä turvataan metsälain lisäksi mm. vesilain ja ympäristönsuojelulain nojalla.

3.3.1

Elinympäristökohtaiset tarkistamistarpeet

3.3.1.1

Rehevät korvet

Metsälain (1093/1996) mukaan erityisen tärkeisiin elinympäristöihin sisältyvät luonnontilaiset tai luonnontilaisen kaltaiset ruoho- ja heinäkorvet, saniaiskorvet sekä lehtokorvet. Näistä on yleisesti käytetty nimitystä ”rehevät korvet”. Ohjeistuksen mukaan (Meriluoto ja Soininen 1998; Saaristo ym. 2009) ne ovat runsaspuustoisia, suojaisia, märkiä ja pienilmastoltaan kosteita kasvupaikkoja. Ne sijaitsevat usein suon reunoilla, puronvarsilla tai kangasmetsän notkelmissa, ja niiden ominaispiirteitä ovat vaatelas ja rehevä kasvillisuus sekä kostea pienilmasto.

Kaikki lehto- ja ruohokorpityypit on arvioitu uhanalaisiksi sekä valtakunnallisesti että alueellisesti Etelä-Suomessa (Kaakinen ym. 2008a, 2008b; taulukko 16). Pohjois-Suomessa ne ovat pääosin silmälläpidettäviä, harvinaisimmat lehtokorpityypit vaarantuneita. Rehevien korprien määritelmää ehdotetaan tarkennettavaksi, jotta voidaan varmistaa, että kaikki luontotyyppien uhanalaisuusarviointiin (Kaakinen ym. 2008a, 2008b) yhteydessä erotetut lehto- ja ruohokorpityypit sisältyvät määritelmään. Käytännössä kuitenkin riittää, että kohde tunnustetaan lehto- tai ruohokorveksi, alatyypin määrittäminen ei ole välttämätöntä.

Lisäksi reheviin korpiin esitetään luettavaksi mukaan ruohokangaskorvet. Ne on arvioitu erittäin uhanalaisiksi sekä valtakunnallisesti että Ete-



Ruohokorpi esiintyy tyyppillisesti soiden reunoilla, puronvarsilla ja metsämaan notkelmissa.

Kuva: Hannu Nousiainen

lä-Suomessa ja silmälläpidettäväksi Pohjois-Suomessa. Jotta turvattavat kuviot olisivat ekologisesti mahdollisimman yhtenäisiä ja turvaisivat korprien ominaispiirteet ja eliöstön mahdollisimman hyvin, myös mahdolliset muut em. elinympäristöihin välittömästi liittyvät kangaskorvet tulisi rajata mukaan turvattavaan kuvioon.

On todennäköistä, että ainakin pääosa lehto- ja ruohokorpityypeistä on myös aiemmin tulkittu metsälain elinympäristöksi, mikäli muut kriteerit ovat täyttyneet, joten muutos ei toisi siltä osin juuri uutta vallitsevaan käytäntöön. Kaakisen ym. (2008b) erottamat ”lähdekorvet” sisältyvät metsälain ruoho- ja heinäkorpiin (Eurola ym. 1995; Meriluoto ja Soininen 1998), ja tässä tapauksessa kysymys on lähinnä luokittelun tarkentumisesta. Eurolan ym. (1995) ja Kaakisen ym. (2008b) erottamia ruoho-mustikkakorpija ei ole erikseen lueteltu metsälain reheviin korpiin kuuluviksi (Meriluoto ja Soininen 1998; Meriluoto ym. 2004), eikä ole tietoa siitä, missä määrin niitä on käytännössä tulkittu mukaan metsälain elinympäristöön.

Määritelmän laajentaminen ruohokangaskorpiin, sekä muiden, reheviin korpiin mahdollisesti rajoittuvien kangaskorprien rajaaminen mukaan turvattavaan kuvioon aiheuttaisi suuremman muutoksen aikaisempaan tulkintaan. Turvattavien kuvioiden koko kasvaisi, mutta tämän ei tulisi johtaa siihen, että kuvio tulkittaisiin liian suureksi metsälain perusteella turvattavaksi.

Ylipäänsä pienialaisuuden korostaminen metsälain kohteilla on ongelmallista elinympäristöjen turvaamisen kannalta. Laajat kuviot ovat usein monimuotoisempia ja säilyttävät helpommin lajiston ja turvattavat ominaispiirteet (Hanski 2005; Pykälä 2007b; Silver ym. 2008). Metsälain mukaan

erityisen tärkeiden elinympäristöjen määrittelyssä voidaan ottaa huomioon myös niiden alueellinen yleisyys, mikä myös jättää metsälain kohteiden ulkopuolelle arvokkaita esiintymiä erityisesti letto- ja lehtokeskuksissa. Muun muassa Ruokasen (2008) mukaan pienialaisuuden ja alueellisen yleisyyden huomioon ottamisessa metsälain kohteiden rajaamisen kriteereinä on kuitenkin ollut eroja eri metsäkeskuksissa. Pohjois-Pohjanmaalla alueellista soveltamista ei kartoittajille sallittu, vaan tavoitteena oli merkitä metsälain tärkeäksi elinympäristöksi kaikki metsälain kriteerit täyttävät kohteet. Kohteille ei myöskään (yleensä) annettu koon ylärajaa (Ruokanen 2008).

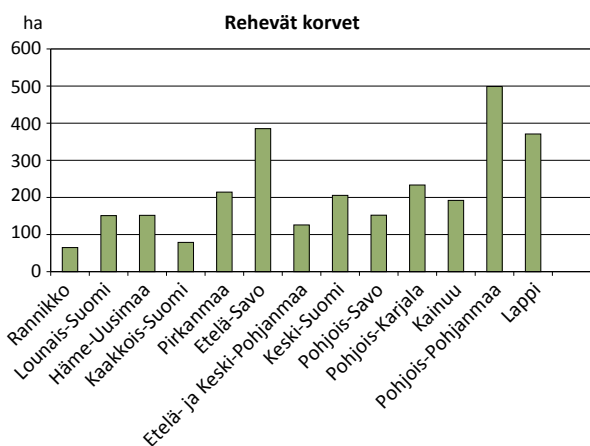
Tapion vuositilastojen mukaan (Tapio 2011) metsälain 10 §:n reheviä korpija on koko maan **yksityismaiden talousmetsissä** yhteensä 2 823 ha, josta Etelä-Suomessa 2 452 ha ja Pohjois-Suomessa (Lapin metsäkeskus) 371 ha. Jakaantuminen eri metsäkeskusten alueille on esitetty kuvassa 14. Yksityismaiden talousmetsissä on kirjattu lisäksi muina arvokkaina elinympäristöinä reheviä korpija 1 840 ha, josta Etelä-Suomessa 1 228 ha ja Lapissa 612 ha. (Tapio 2011). Eniten niitä on rajattu Pohjois-Pohjanmaan ja Etelä-Savon metsäkeskuksissa.

Tarkkaa tietoa rehevien korprien metsälakikohteiden määrästä Metsähallituksen metsätalouden mailla ei ole. Lettojen ja korprien metsälakikohteita on kirjattu Metsähallituksen tietojärjestelmään yhteensä noin 16 000 ha (ks. taulukko 6 luvussa 2.2.2.1). Valtaosa näistä on reheviä korpija (Erkki Hallman, Metsähallitus, suull. tiedonanto 2012).

Luontotyyppien uhanalaisuusarviointihankkeelle lasketut **VMI9:n (1996–2003) avainbiotooppitulokset** antavat selvästi suurempia metsälain elinympäristöjen pinta-aloja (taulukko 17; luku

Taulukko 16. Lehtokorvet, ruohokorvet ja kangaskorvet ja niiden uhanalaisuus (Kaakinen ym. 2008a, 2008b).

	Koko maa	Etelä-Suomi	Pohjois-Suomi
Lehtokorvet	VU	EN	NT
Saniaislehtokorvet	VU	EN	NT
Ruoholehtokorvet	VU	EN	NT
Lettolehtokorvet	EN	CR	VU
Lähdelehtokorvet	EN	CR	VU
Ruohokorvet	VU	EN	NT
Saniaiskorvet	VU	EN	NT
Ruoho- ja heinäkorvet	VU	EN	NT
Lähdekorvet	VU	EN	NT
Ruoho-mustikkakorvet	VU	EN	NT
Kangaskorvet	VU	VU	LC
Ruohokangaskorvet	EN	EN	NT
Mustikkakangaskorvet	VU	VU	NT
Puolukkakangaskorvet	VU	EN	NT



Kuva 14. Metsälain 10 §:n rehevien korprien jakautuminen yksityismetsissä eri metsäkeskusten toimialueille 1998–2011. Lähde: Tapio 2011.

2.2.2.2; Metsäntutkimuslaitos 2005). Avainbiotooppeihin sisältyvät metsälain 10 §:n erityisen tärkeät elinympäristöt, jotka on kirjattu erikseen sekä metsälain kriteerit täyttävänä (luonnontilaiset ja luonnontilaisen kaltaiset kohteet), että laajemmin (avainbiotoopin arvo; Metsäntutkimuslaitos 1998; Tonteri 2001). VMI9:n avainbiotooppitulosten mukaan metsälain 10 §:n kriteerit täyttäviä lehtokorpia on koko maassa 9 657 ha ja ruohokorpia

54 849 ha, joista suojelualueiden ulkopuolella on 7 848 ha ja 39 153 ha (Metsäntutkimuslaitos 2005). VMI-pinta-aloissa on huomattava, että pienialaisuus otettiin huomioon VMI:n lakikohteen määrittelyssä vasta 1999 alkaen. Toisaalta VMI:ssä ei ole lakikohteita määritettäessä otettu huomioon alueellisia tekijöitä, kuten elinympäristöjen yleisyyttä, vaan lakikohteiksi luetaan kaikki tietyt valtakunnalliset kriteerit täyttävät alueet toisin kuin METE-kartoituksessa (Tonteri 2001).

Suo- ja turvemaiden strategiahankkeelle lasketujen **VMI10-tulosten** mukaan (Metsäntutkimuslaitos 2009a; taulukko 18) ojittamattomia lehtokorpia on Lapin eteläpuolella kaikkiaan 10 200 ha ja ruohokorpia 74 500 ha. Lapissa lehtokorpia on 18 900 ha ja ruohokorpia 91 100 ha.

Hallmanin (2012) mukaan METSO-alueella on valtionmaidensuojelualueilla reheviä korpia (sisältää ojittamattomat ja ojitetut korvet) noin 9 000 ha. Lukuun sisältyvät myös lehtokorvet, jotka metsälakikohteina tulkitaan lettoihin kuuluviksi. Lisäksi Metsähallituksen talousmetsissä ojittamattomia ja ojitetuja reheviä korpia on jätetty metsätaloukskäytön ulkopuolelle talousmetsien luontokohteina (Hallman 2012).

Taulukko 17. Lehtokorprien ja ruohokorprien avainbiotooppien pinta-alat (ha) ja keskivirheet (kv) valtakunnan metsien yhdeksännen inventoinnin mukaan. Erikseen on ilmoitettu metsälain 10 §:n elinympäristön kriteerit täyttävien kohteiden pinta-alat, muiden arvokkaiden kohteiden alat sekä ei-arvokkaiden kohteiden alat. Luvuissa on mukana Ahvenanmaa. Lähde: Metsäntutkimuslaitos 2005.

Avainbiotooppi	Metsäl 10 §:n kriteerit täyttävä		Muu arvokas		Ei arvokas		Yhteensä	
	ha	kv	ha	kv	ha	kv	ha	kv
Lehtokorpi	9 657	4 609	21 179	9 754	41 919	11 491	72 755	16 874
Ruohokorpi	54 849	10 143	98 543	16 000	289 980	35 285	443 372	41 406
Yhteensä	64 506		119 722		331 899		516 127	

Taulukko 18. Ojittamattomien lehtokorprien ja ruohokorprien yhteenlaskettu pinta-ala (ha) ja suojelutilanne suo- ja turvemaidensuojeluhankkeen aluejaon mukaisesti. Lähde: Metsäntutkimuslaitos 2009a.

Suostrategian osa-alue	Suojeltu ¹⁾	Suojelematon	Yhteensä	Suojelu-% ¹⁾
Etelä-Suomi	3 400	17 200	20 700	16
Länsi-Suomi	1 000	11 000	12 100	8
Itä-Suomi	300	20 500	20 800	1
Pohjanmaa-Kainuu	2 900	28 400	31 300	9
Edelliset yhteensä	7 600	77 100	84 900	9
Lappi	35 900	74 100	110 000	33
Koko maa	43 600	151 200	194 900	22

¹⁾ Suojeltuihin alueisiin on luettu laskelmissa: luonnonpuisto, kansallispuisto, soidensuojelualue, lehtojensuojelualue, muu luonnonsuojelualue, luonnonsuojelulla suojeltu luontotyyppi, vanhojen metsien suojelualue, erämaa-alue, valtion retkeilyalue, muu lakiin perustuva suojelualue, Metsähallituksen suojelumetsä sekä kansallis- ja luonnonpuistojen kehittämissuojeluohjelman, soidensuojeluohjelman, lehtojensuojeluohjelman, vanhojen metsien suojeluohjelman, rantojensuojeluohjelman, lintuvesiensuojeluohjelman ja harjijensuojeluohjelman kohteet.

Valtioneuvoston asetuksessa metsien kestävästä hoidosta ja käytöstä todetaan, että metsälain 10 §:ssä tarkoitettuja erityisen tärkeitä elinympäristöjä pidetään luonnontilaisena tai luonnontilaisen kaltaisena, jos niiden biologisen monimuotoisuuden kannalta olennaiset ominaispiirteet ovat säilyneet aikaisemmasta ihmisen toiminnasta huolimatta. Luonnontilainen rehevä korpi on ojittamaton ja puustoltaan luonnontilainen. Rehevän korven katsotaan olevan luonnontilaisen kaltainen, metsälain mukainen erityisen tärkeä elinympäristö huolimatta vanhoista, vesitalouteen vaikuttamattoman ojituksen jäljistä, yksittäisestä ojasta tai ajourasta, vanhoista harvennusjäljistä kuten kannoista ja lahoppuuston vähäisestä määrästä tai puuttumisesta (Meriluoto ja Soininen 1998; Saaristo 2009).

On tärkeää, että metsälain elinympäristöksi voidaan määrittää myös kohteita, joiden ekologiset ominaispiirteet ovat jossain määrin heikentyneet. Esimerkiksi rehevillä korvilla puustorakenne, kuten erirakenteisuus ja lahoppuuston esiintyminen ovat ominaispiirteitä, jotka ylläpitävät arvokasta lajistoa. Osa ominaispiirteiden heikkenemisestä, esimerkiksi harvennus- tai poimintahakkuiden aiheuttama luontaisen puustorakenteen muutos tai lahoppuuston vähäisyys on palautuvia ominaisuuksia. Siksi tulisi linjata selkeämmin, missä määrin ominaispiirteiltään muuttuneita kohteita voidaan tulkita metsälain kohteiksi. Nykykäytännöstä tässä suhteessa ei ole koottua tietoa.

Metsälakikohteen puusto tulee säilyttää mahdollisimman luonnontilaisena, tai mahdollisen käsittelyn jälkeen sen tulisi antaa palautua. Myöskään maanmuokkauksia ei tule tehdä, koska niillä voi olla vaikutuksia vesitalouteen. Myös Meriluoto ja Soininen (1998) suosittelevat erityisen arvokkai-

den suoelinympäristöjen jättämistä ensisijaisesti käsittelemättä.

Metsätalouden suunnittelussa ja käytännön toimenpiteissä tulee kiinnittää myös erityistä huomiota arvokkaan elinympäristön ulkopuolisen maankäytön haitallisten vaikutusten ehkäisemiseen (ks. myös Meriluoto ja Soininen 1998). Metsätaloustoimenpiteitä, esimerkiksi kunnostusojituksia suunniteltaessa tulisi tutkia myös mahdollisuudet edistää erityisen arvokkaan elinympäristön turvaamista ennallistamistoimin tukkimalla yksittäisiä oja kohteella tai sen ympäristössä tai johtamalla vesiä suokohteelle.

Kehittämisehdotus:

- Metsälain 10 §:n rehevien korpien määritelmää tarkennetaan siten, että kaikki luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnin yhteydessä erotetut lehto- ja ruohokorpityypit sisältyvät siihen. Lisäksi määritelmään lisätään ruohokangaskorvet.
- Turvattavan rehevän korven kuvioon luetaan mukaan kaikki siihen välittömästi rajoittuvat muut kangaskorvet.
- Reheviin korpiin sisällytetään niiden luonnontilaiset ja luonnontilaisen kaltaiset esiintymät pinta-alasta riippumatta.
- Lehto- ja lettokeskusten alueella sijaitsevat rehevät korvet otetaan mukaan metsälain 10 §:n elinympäristöihin ilman alueellisesti tiukempia kriteerejä.
- Rehevillä korvilla ei tehdä metsätaloustoimenpiteitä. Ominaispiirteiltään (esim. puustorakenne) myös jossain määrin muuttuneita kohteita tulkitaan metsälain elinympäristöksi.



Kuva: Hannu Nousiainen

3.3.1.2

Letot



Lettorämeistä on jäljellä vain murto-osa alkuperäisestä pinta-alasta. Kuva: Hannu Nousiainen

Metsälain mukaan erityisen tärkeisiin elinympäristöihin sisältyvät Lapin läänin eteläpuolella sijaitsevat letot. Lettojen metsälain mukaista kuvausta olisi syytä tarkentaa sen varmistamiseksi, että erityisen tärkeään elinympäristöön luetaan avolettujen, koivulettojen, lettorämeiden ja lettokorpien ohella lettonevat ja lettonevarämeet. Nämä luontotyypit alatyyppeineen on kuvattu luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnissa (Kaakinen ym. 2008b). Tämä edesauttaisi sitä, että kaikki lettoiset suot turvataan mahdollisimman yhtenäisinä ekologisina kokonaisuuksina. Tarkennus ei aiheuttane juurikaan muutosta aikaisempaan tulkintaan, sillä Meriluoto ja Soininen (1998) tulkitsevat nämä suotyyppit lettonevarämeitä lukuun ottamatta erityisen tärkeään elinympäristöön kuuluviksi. Lettonevarämeet on nimetty omana suotyyppinä vasta luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnissa (Kaakinen ym. 2008).

Letot on syytä turvata metsälain erityisen tärkeinä elinympäristöinä myös Lapissa. Kaikki lettotyyppit ovat valtakunnallisesti uhanalaisia ja useat niistä ovat uhanalaisia tai silmälläpidettäviä myös alueellisesti Pohjois-Suomessa (taulukko 19; Kaakinen ym. 2008a, 2008b). Lettojen tila on erityisen heikko Etelä-Suomessa, mutta myös pohjoisessa lettoja on raivattu runsaasti pelloiksi ja metsäoijettu aina Kolaria, Kittilää ja Sodankylää myöten

(Kaakinen ym. 2008b). Erityisen huolestuttava tilanne on Lounais-Lapissa, ns. Lapin kolmion alueella, jossa luonnontilaisten lettosoiden määrän arvioitiin olevan jo 1970-luvun lopussa enää noin kymmenesosa alkuperäisestä (Kaakinen 1979), ja jossa soiden käyttö on ollut edelleen intensiivistä (ks. kuva 20 luvussa 5.2.1). Tarve tehostaa lettojen turvaamista Lounais-Lapissa on noussut esille myös suo- ja turvemaiden strategiatyössä (Soiden ja turvemaiden kansallista strategiaa valmistellut työryhmä 2011).

Taulukko 19. Lettoisten suotyyppien uhanalaisuus (Kaakinen ym. 2008b).

	Koko maa	Etelä-Suomi	Pohjois-Suomi
Lettokorvet	VU	CR	VU
Lettorämeet	VU	CR	VU
Lettonevarämeet	VU	CR	VU
Luhtaletot	EN	CR	EN
Lähdeletot	VU	CR	NT
Koivuletot	VU	CR	NT
Rimpiset koivuletot	VU	CR	NT
Välipintakoivuletot	CR	CR	EN
Välipintaletot	EN	CR	EN
Rimpiletot	NT	CR	NT
Lettonevat	VU	CR	NT

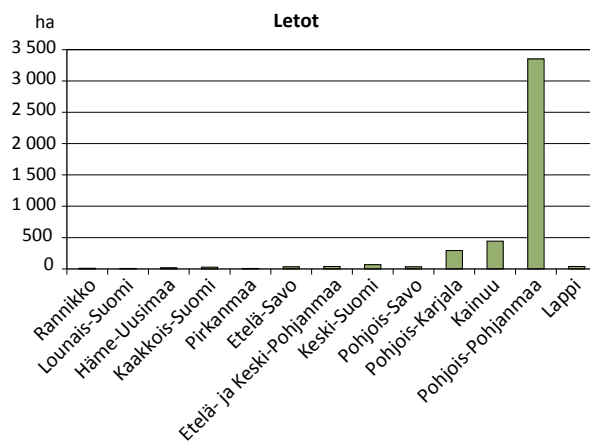
Letot sisältyvät luontodirektiivin yhteisön tärkeinä pitämiin luontotyyppisiin (Neuvoston direktiivi 92/43/ETY, liite I). Luontodirektiivi edellyttää edistämään toimenpiteitä, joilla lettojen suotuisa suojelutaso voidaan saavuttaa. Tällä hetkellä lettojen suojelutaso on "epäsuotuisa-riittämätön" Suomen borealisella alueella levinneisyysalueen supistumisen, pinta-alan pienenemisen, luontotyyppien rakenteen ja toiminnan heikentymisen ja tulevaisuuden ennusteen takia (Ympäristöhallinto 2009). Tilanteen parantaminen edellyttää lettojen turvaamisen tehostamista myös Natura 2000-verkoston ulkopuolella. Lettojen turvaaminen on tärkeää myös niiden lajiston säilyttämiseksi. Peräti puolet (51 %) soiden uhanalaisista ja 35 % punaisen listan lajeista (uhanalaiset, silmälläpidettävät, puutteellisesti tunnetut ja hävinneet) elää ensisijaisesti letoilla (Rassi ym. 2010).

Lettojen turvaamisen tärkeys myös Lapissa on tiedostettu metsätalouden piirissä, mitä kuvastaa se, että niiden jättäminen metsätaloustoimien ulkopuolelle on jo nykyisin hyvän metsänhoidon suositusten mukaista (Ruotsalainen 2007; Suomen PEFC-standardi 2009a, 2009b; Suomen FSC-standardi 2011). Laajimmin käytössä olevien PEFC-sertifiointikriteerien mukaan (Suomen PEFC-standardi 2009b, kriteeri 10) luonnonsuojelullisesti

arvokkaita elinympäristöjä, joiden tärkeimmät ominaispiirteet tulisi säilyttää valtaosalla kohteita, ovat ojittamattomat lettorämeet, jotka tulisi jättää ojittamatta ja metsänkäsittelyn ulkopuolelle, ja ojittamattomat letot Lapin läänissä, jotka tulisi jättää ojittamatta. Turvattava kohde rajataan kuitenkin enintään hehtaarin kokoiseksi, mikä jättää laaja-alaisemmat arvokkaat kohteet ulkopuolelle. Lisäksi kriteerin 11 mukaan tietyt harvinaistuneet suotyypit, kuten useat lettotyypit (luhtaletot, lähdeletot, varsinaiset letot, koivuletot, lettonevat) suositellaan turvattavaksi koko maassa ja rimpiletot, lettokorvet ja lettorämeet Metsä- ja Tunturi-Lapin eteläpuolella.

Valtionmaiden metsätalouden ympäristöoppaan mukaan luontokohteiksi, joita ei ojitetä ja joilla ei tehdä metsätaloustoimia, suositellaan jätettäväksi em. PEFC-sertifiointikriteerien mukaiset harvinaistuneet suotyypit muuttumia ja turvekankaita lukuun ottamatta sekä luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnin mukaiset uhanalaiset suoluontotyypit niiden ollessa vesitaloudeltaan ja puustoltaan luonnontilaisia tai luonnontilaisen kaltaisia (ks. Päivinen ym. 2011; Erkki Hallman, Metsähallitus, kirj. tiedonanto 21.10.2011). Suositusten noudattaminen jättää pääosan valtion maiden letoista ja lettoisista luontotyypeistä metsätaloustoimien ulkopuolelle myös Lapissa ja rimpiletot Metsä- ja Tunturi-Lapin eteläpuolella.

Tapion vuositilastojen mukaan (Tapio 2011) metsälain 10 §:n lettoja on koko maan **yksityismaiden talousmetsissä** yhteensä 4 369 ha, josta Pohjois-Suomessa (Lappi) 38 ha (vaikkei ole Lapissa metsälain elinympäristö). Jakaantuminen eri metsäkeskuksiin on esitetty kuvassa 15. Selvästi eniten lettoja on rajattu metsälain elinympäristöksi Pohjois-Pohjanmaalla. Yksityismaiden talousmetsissä on lisäksi kirjattu muiksi arvokkaiksi elinympäristöiksi lettoja 707 ha, josta Pohjois-Suomessa on 60 ha (Tapio 2011). Ei ole käytettävissä tarkkaa tietoa siitä, paljonko metsälain kriteerit täyttäviä lettoja on Metsähallituksen metsätalouden mailla (Erkki Hallman, Metsähallitus, suull. tiedonanto 2012; ks. myös luku 2.2.2.1).



Kuva 15. Metsälain 10 §:n lettojen jakautuminen yksityismetsissä eri metsäkeskusten toimialueille 1998–2011. Lähde: Tapio 2011.

Luontotyyppien uhanalaisuusarviointihankkeelle lasketut **VMI9:n (1996–2003) avainbiotooppitulokset** antavat suurempia metsälain elinympäristöjen pinta-aloja (taulukko 20; luku 2.2.2.2; Metsäntutkimuslaitos 2005). Avainbiotooppiin sisältyvät metsälain 10 §:n erityisen tärkeät elinympäristöt, jotka on kirjattu erikseen sekä metsälain kriteerit täyttävinä (luonnontilaiset ja luonnontilaisen kaltaiset kohteet) että laajemmin (avainbiotoopin arvo; Metsäntutkimuslaitos 1998; Tonteri 2001). VMI9:n avainbiotooppitulosten mukaan metsälain 10 §:n kriteerit täyttäviä lettoja (sisältävät sekä puustoisia että avoletot) oli koko maassa noin 11 400 ha, joista suojelualueiden ulkopuolella talousmetsissä yhteensä 7 148 ha.

VMI-pinta-aloissa pienialaisuus otettiin huomioon VMI:n lakikohteen määrittelyssä vasta 1999 alkaen, ja VMI:ssä ei ole lakikohteita määritettäessä otettu huomioon alueellisia tekijöitä, kuten elinympäristöjen yleisyyttä (Tonteri 2001).

Lettojen pinta-alasta ja suojelutilanteesta on esitetty vuosien kuluessa ja eri aineistoissa hyvinkin erilaisia tuloksia (vastaavasti kuin lehdoissa, luku 3.3.1.3; ks. myös Kaakinen ym. 2008b), eivätkä esitetyt luvut ole aina täysin vertailukelpoisia. Olisikin syytä tehdä vielä tarkempi, myös maas-

Taulukko 20. Lettokorpien, lettorämeiden ja lettojen avainbiotooppien pinta-alat (ha) ja pinta-alan keskivirheet (kv) valtakunnan metsien yhdeksännen inventoinnin (1996–2003) mukaan. Erikseen on ilmoitettu metsälain 10 §:n elinympäristön kriteerit täyttävien kohteiden pinta-alat, muiden arvokkaiden kohteiden alat sekä ei-arvokkaiden kohteiden alat. Luvuissa on mukana Ahvenanmaa. Lähde: Metsäntutkimuslaitos 2005.

Avainbiotooppi	Metsäl 10 §:n kriteerit täyttävä		Muu arvokas		Ei arvokas		Yhteensä	
	ha	kv	ha	kv	ha	kv	ha	kv
Lettokorvet	6 133	2 663	35 973	7 759	10 711	4 512	52 817	9 891
Lettoräme	4 034	2 763	51 001	9 503	31 966	8 960	87 001	13 720
Letot	1 264	1 112	68 623	14 906	2 983	1 791	72 870	16 102
Yhteensä	11 431		155 597		45 660		212 688	

toinventointiin perustuva selvitys pinta-alatiedon luotettavuuden varmistamiseksi.

Valtaosa lettojen (ml. puustoiset letot) jäljellä olevasta pinta-alasta on Pohjois-Suomessa. VMI10:n tulosten mukaan ojitamattomia puustoisia ja avolettoja on Lapissa noin 156 000 ha, josta suojelualueiden ulkopuolella 92 700 ha ja maan eteläpuoliskossa 42 700 ha, josta suojelualueiden ulkopuolella 30 000 ha (Metsäntutkimuslaitos 2009a; taulukko 21).

Vastaavasti kuin lehdoissa (ks. luku 3.3.1.3), VMI-tilastoissa merkittävä muutos ravinteisuusluokan 1 (lehto- ja lettosuot) soiden pinta-aloista tapahtui VMI8:n ja VMI9:n välillä. Hökän ym. (2002) mukaan koko maassa kasvupaikkaluokan 1 ojitamattomia soita (puustoiset ja avoletot sekä lehtokorvet) oli VMI8:ssa yhteensä 82 200 ha. VMI9:ssä vastaava pinta-ala oli 225 700 ha (Metsäntutkimuslaitos 2005). VMI10:ssä ojitamattomia lehtokorpiä ja avo- ja puustoisia lettoja oli yhteensä noin 228 400 ha. Muutokset kuvastanevat eroavaisuuksia luontotyypin tunnistamisen ja erottamisen tarkkuudessa eri inventoinneissa.

Etelä-Suomen lettopinta-aloista eri aineistot antavat hyvin erilaisen kuvan. Hanna Kondelinin ja Raimo Heikkilän 1980-luvulla kokoamassa, maastointinventointiin perustuvassa lettotutkimuksessa Oulujoen eteläpuolella lettoja oli noin 1 200 ha. Luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnin yhteydessä tehtyjen karttatarkastelujen perusteella arvioitiin, että niitä on jäljellä vuonna 2006 kyseisellä alueella enintään vajaat 700 ha (Hanna Kondelin ja Raimo Heikkilä, Suomen ympäristökeskus, kirj. tiedonanto 16.10.2006). Pinta-ala VMI10-aineistossa on vastaavalla alueella moninkertainen. Lettojen harvinaisuus ja pienialaisuus Etelä-Suomessa vähentävät otantaan perustuvan inventoinnin luotettavuutta.

METSO-alueella lettojen kokonaispinta-ala valtion mailla on Hallmanin (2012) mukaan 6 248 ha, josta suojelualueilla tai talousmetsän säästökohteina on 6 210 ha eli 99,4 %. Lettokorvet on luokiteltu metsähallituksen paikkatietojärjestelmään suoryhmittään pääsääntöisesti korviksi.

Suojeltujen lettojen pinta-ala on VMI10:n mukaan koko maassa 76 000 ha, josta Lapissa on 64 100 ha ja Lapin eteläpuolella 12 000 ha (Metsäntutkimuslaitos 2009a). Laskelmissa käytetty suojeltujen alueiden luettelo on esitetty taulukossa 21. Laskelmissa suojelualueisiin on luettu luonnonsuojelulain nojalla suojeltujen alueiden ja suojeluohjelmakohteiden lisäksi muun muassa erämaa-alueet, joilla ei tehdä metsätaloustoimia. Metsähallituksen SutiGIS-tietojärjestelmän mukaan (Elisa Pääkkö, Metsähallitus, kirj. tiedonanto 10.4.2012 ja 29.10.2012) luontodirektiivin luontotyyppiä "letto" (sisältää sekä avoimet että puustoiset letot) on Metsähallituksen luontopalveluiden hallinnassa olevilla mailla ja metsätalouden maiden Natura 2000 -alueilla sekä yksityisillä suojelualueilla (YSA) Pohjois-Suomessa (pohjoisboreaalinen vyöhyke) noin 37 000 ha ja Etelä-Suomessa (hemi-, etelä- ja keskiboreaalinen vyöhyke) noin 10 100 ha, yhteensä noin 47 200 ha. Vielä inventoimattomia suojelualueita, joilla lettoja mahdollisesti esiintyy, on lähinnä Lapissa.

Pääsääntöisesti kaikki jäljellä olevat letot tulisi jättää metsätaloustoimenpiteiden ulkopuolelle. Hoitotoimena hakkuut voivat kuitenkin joissain tapauksissa olla perusteltuja. Perinteisen maatalouskäytön, laidunnuksen ja niiton, loputtua monia vähäisistä jäljellä olevista eteläsuomalaisista letoista uhkaa umpeenkasvu, jota myös ympäröivien ojitusten vesitaloudelliset vaikutukset edistävät. Näille lettokohteille tulisikin suunnata suunnitelmallisia hoitotoimia, kuten pensaikon ja puuston

Taulukko 21. Ojitamattomien lehtokorpien, lehtorämeiden, koivulehtokorpien, varsinaisten lettojen ja rimpilettojen yhteenlaskettu pinta-ala (ha) ja suojelutilanne suo- ja turvemaiden strategiahankkeen aluejaon mukaisesti. Lähde: Metsäntutkimuslaitos 2009a.

Suostrategian alue	Suojeltu ¹⁾	Suojelematon	Yhteensä	Suojelu-% ¹⁾
Etelä-Suomi	0	1 300	1 300	0
Länsi-Suomi	0	1 400	1 400	0
Itä-Suomi	0	2 000	2 000	0
Pohjanmaa-Kainuu	12 000	26 000	38 000	32
Edelliset yhteensä	12 000	30 700	42 700	28
Lappi	64 100	92 700	156 500	41
Koko maa	76 000	123 500	199 400	38

¹⁾ Suojeltuihin alueisiin on luettu laskelmissa: luonnonpuisto, kansallispuisto, soidensuojelualue, lehtojensuojelualue, muu luonnonsuojelualue, luonnonsuojelulla suojeltu luontotyyppi, vanhojen metsien suojelualue, erämaa-alue, valtion retkeilyalue, muu lakiin perustuva suojelualue, Metsähallituksen suojelumetsä sekä kansallis- ja luonnonpuistojen kehittämissuojelun, soidensuojeluohjelman, lehtojensuojeluohjelman, vanhojen metsien suojeluohjelman, rantojensuojeluohjelman, lintuvesiensuojeluohjelman ja harjijensuojeluohjelman kohteet.

raivausta niiden lajistollisen monimuotoisuuden turvaamiseksi. Lettojen hoidosta ei Suomessa ole vielä juurikaan kokemusta, joten hoitoa olisi syytä käynnistää aluksi koeluonteisesti.

Kehittämisehdotus:

- Metsälain 10 §:n lettojen määritelmää tarkennetaan siten, että varmistetaan lettonevojen ja lettonevarämeiden sisältyminen turvattavaan elinympäristöön avolettujen, koivulettojen, lettokorpien ja lettorämeiden ohella.
- Letot ja lettoiset suot määritetään erityisen tärkeäksi elinympäristöksi koko maassa.

- Lettoihin sisällytetään luonnontilaiset ja luonnontilaisen kaltaiset esiintymät niiden pinta-alasta riippumatta.
- Lehto- ja lettokeskusten alueella sijaitsevat letot otetaan mukaan metsälain 10 §:n elinympäristöihin ilman alueellisesti tiukempia kriteerejä.
- Ominaispiirteiltään (esim. puustorakenne) myös jossain määrin muuttuneita kohteita tulkitaan metsälain elinympäristöksi.
- Letoilla ei tehdä metsätaloustoimenpiteitä, jollei se ole perustelua hoitotoimenpiteenä umpeenkasvun ehkäisemiseksi.

3.3.1.3

Rehevät lehtolaikut



Lehtojen suojelun tehostaminen parantaisi lajiston tilannetta, sillä uhanalaisista metsälajeista lähes puolet elää ensisijaisesti lehdossa. Kuva: Seppo Tuominen

Lehdot ovat Suomen karun, kangasmetsävaltaisen luonnon rehevimpiä ja runsaslajisimpia metsätyyppejä. Koska lehtokasvillisuus esiintyy Suomessa pohjoisilla ääri rajoillaan, maamme lehdolla on useita sellaisia piirteitä, joita ei muualla esiinny. Lehtojen ja niiden lajiston uhanalaisuuden vuoksi metsälain 10 §:n rehevien lehtolaikkujen määritelmää ja tulkintaa ehdotetaan tarkistettavaksi siten, että kohteilta ei edellytetä pienialaisuutta, vaan myös laajemmat kuviot luetaan metsälain erityisen tärkeiksi elinympäristöiksi, mikäli ne ovat luonnontilaisia tai luonnontilaisen kaltaisia. Samalla elinympäristön nimi voitaisiin muuttaa muotoon *rehevät lehtometsiköt*.

Tulee myös varmistaa, että lehto- ja lettokeskusten alueilla, jonne maamme parhaat lehdot keskittyvät, lehdot sisältäisivät metsälain erityisen tärkeisiin elinympäristöihin samoin periaattein kuin muualla maassa. Tulisi siis luopua näitä alueita koskevasta tarkennuksesta, jossa todetaan, että leh-

tokeskusten alueella reheviin lehtolaikkuihin kuuluvat selvästi tavanomaisesta metsäluonnosta erotuvat lehtolaikut (Hallituksen esitys eduskunnalle metsälaiksi... 1996; Meriluoto ja Soininen 1998).

Metsälain erityisen tärkeän elinympäristön hoito- ja käyttötoimenpiteet tulee tehdä elinympäristöjen ominaispiirteet säilyttävällä tavalla. Lehtojen keskeisiä ominaispiirteitä ovat lehtomulta, vaateallas lehtokasvillisuus, kerroksellinen pensasto ja puusto sekä kullekin lehtotyypille ominainen pienilmasto. Lehtokohteesta ei tulisi poistaa lehtipuustoa. Osa kohteista voi vaatia hoitotoimenpiteenä kuusten poistoa. Erityisen arvokkaita monimuotoisuuden kannalta ovat vanhat elävät puut ja lahoppuut niin pysty- kuin maapuinaakin. Esimerkiksi lehtometsien uhanalaisten kovakuoriaisten elintapatarkastelun perusteella valtaosa lajeista (81 %) on lahoppuusta riippuvaisia (Rassi 2000).

Lehdot pääryhmänä ja kaikki lehtoluontotyypit on arvioitu uhanalaisiksi sekä valtakunnallisesti

että Etelä-Suomessa lukuun ottamatta kosteita keskiravinteisia lehtoja, jotka ovat silmälläpidettäviä (taulukko 22; Tonteri ym. 2008a, 2008b). Pohjois-Suomessa jalopuulehtoja ei esiinny, ja kuivat lehdot sekä tuoreet runsasravinteiset lehdot ovat myös Pohjois-Suomessa uhanalaisia, tuoreet keskiravinteiset ja kosteat lehdot silmälläpidettäviä tai säilyviä.

Lehdot sisältyvät luontodirektiivin yhteisön tärkeinä pitämiin luontotyyppisiin (Neuvoston direktiivi 92/43/ETY, liite I), lähinnä boreaalisiin lehtoihin. Jalopuustoiset lehdot voivat sisältyä jalopuumetsiin, harvemmin raviini- ja rinnelehtoihin. Kuivat harjunrinteiden lehdot kuuluvat harjumetsiin ja rannikon primäärisuknessiometsien lehdot maankohoamisrannikon primäärisuknessioivaiheiden luonnontilaisiin metsiin. Luontodirektiivi edellyttää edistämään toimenpiteitä, joilla luontodirektiivin luontotyyppien suotuisa suojelutaso voitaisiin saavuttaa. Tällä hetkellä edellä mainittujen direktiiviluontotyyppien suojelutaso Suomen boreaalaisella alueella on ”epäsuotuisa-riittämätön”, harjumetsillä ”epäsuotuisa-huono” (Ympäristöhallinto 2009). Tilanteen parantaminen edellyttää luontotyyppien turvaamisen tehostamista myös Natura 2000 -verkoston ulkopuolella.

Lehtojen turvaamisen tehostamista edellyttää myös lehtolajiston uhanalaisuus. Uhanalaisista metsälajeista lähes puolet (47 %) ja kaikista uhanalaisista, silmälläpidettäviistä, puutteellisesti tunnetuista ja hävinneistä eli ns. punaisen listan metsälajeista 41 % on ensisijaisesti lehtometsien lajeja (Rassi ym. 2010). Lehdot ovatkin erittäin tärkeitä elinympäristöjä monille harvinaistuneille ja vaarantuneille lajeille.

Pinta-ala, suojelutilanne ja turvaaminen metsätaloudessa

Luotettavaa arviota lehtojen kokonaisalasta ja suojeluasteesta on vaikea esittää, sillä lehtojen määrästä Suomessa on osin ristiriitaisia tietoja. Valtakunnan metsien inventoinnin (VMI) avulla pyritään saamaan kokonaiskuva lehtojen määrästä, niin yksityis- kuin valtionmailla ja suojelluilla ja suojelemattomilla alueilla. Lehtojen osalta on kuitenkin pohdittu, onko VMI:ssa kasvupaikkatyyppien tunnistamisessa ja erottamisessa eri inventointikerroilla ollut eroja, koska tulosten vaihtelua on vaikea selittää todellisista, pelkästään luonnossa tapahtuneista muutoksista johtuvaksi.

VMI:n kivennäismaan kasvupaikkatyyppien perusteella saadaan arvio koko maan metsämaan lehtojen määrästä. Samaan kasvupaikkatyyppiin luetaan ravinteisuudeltaan ja puuntuotoskyvyltään samankaltaiset kasvupaikat. Valtakunnan metsien kymmenennen inventoinnin (VMI10, 2004–2008) mukaan lehtoja on metsämaalla koko maassa 369 000 ha, josta Etelä-Suomessa (hemi-, etelä- ja keskiboreaalinen vyöhyke) 359 000 ha ja Pohjois-Suomessa (pohjoisboreaalinen vyöhyke) 10 000 ha (Metsäntutkimuslaitos 2011).

Verrattuna yhdeksännen VMI:n tuloksiin (VMI9, 1996–2003, 385 700 ha; Metsäntutkimuslaitos 2005) lehtojen määrä on hieman laskenut, mutta huomattava muutos lehtojen määrässä on tapahtunut kahdeksännen (1986–1994) ja yhdeksännen inventoinnin tuloksissa. Niiden mukaan lehtojen pinta-ala on kasvanut VMI8:n 153 200 hehtaaria (Tomppo ym. 2001) VMI9:n 385 700 hehtaariin. Kahdeksännen ja yhdeksännen inventoinnin välistä suurta

Taulukko 22. Lehtoluontotyyppien uhanalaisuus (Tonteri ym. 2008a, 2008b). Uhanalaisuusluokat: CR äärimmäisen uhanalainen, EN erittäin uhanalainen, VU vaarantunut, NT silmälläpidettävä, LC säilyvä.

	Koko Suomi	Etelä-Suomi	Pohjois-Suomi
Lehdot	VU	VU	NT
Jalopuulehdot	EN	EN	ei esiinny
Lehmuslehdot	EN	EN	ei esiinny
Tammilehdot	CR	CR	ei esiinny
Saarnilehdot	EN	EN	ei esiinny
Vaahteralehdot	EN	EN	ei esiinny
Vuorijalavalehdot	CR	CR	ei esiinny
Kynäjalavalehdot	CR	CR	ei esiinny
Pähkinälehdot	EN	EN	ei esiinny
Kuivat keskiravinteiset lehdot	EN	EN	VU
Kuivat runsasravinteiset lehdot	EN	EN	VU
Tuoreet keskiravinteiset lehdot	VU	VU	NT
Tuoreet runsasravinteiset lehdot	CR	CR	VU
Kosteat keskiravinteiset lehdot	NT	NT	LC
Kosteat runsasravinteiset lehdot	VU	VU	NT

eroa on selitetty muun muassa yleisellä rehevöitymiskehityksellä, mutta muutokset kuvastanevat myös eroavaisuuksia luontotyyppin tunnistamisen ja erottamisen tarkkuudessa eri inventoinneissa. On myös arvioitu, että VMI9:n suurempiin lehtopinta-aloihin on vaikuttanut myös se, että lehdot on opittu erottamaan tarkemmin metsälain erityisen tärkeiden elinympäristöjen mukaantulon myötä (Tiina Tonteri, Metsäntutkimuslaitos, kirj. tiedonanto 15.10.2012). Aikaisemmissa inventoinneissa, VMI7:ssä (1977–1984) ja VMI6:ssa (1971–1976) tulokset vastaavat suuruusluokaltaan VMI8:n pinta-aloja (Kuusela ja Salminen 1991; Kuusela 1978).

Yhdeksännestä VMI:sta alkaen inventoinnissa on erikseen kirjattu myös **VMI:n avainbiotoopit**. Niihin sisältyvät metsälain erityisen tärkeät elinympäristöt, jotka on kirjattu erikseen sekä metsälain kriteerit täyttävänä (luonnontilaiset ja luonnontilaisen kaltaiset kohteet), että laajemmin muina arvokkaina ja ei-arvokkaina kohteina (avainbiotoopin arvo). Koska metsälain tulkintaa on lain voimaantulon jälkeen jossain määrin tarkistettu, myös VMI:ssä on seurattu kehittyviä laintulkintoja, ja vuodesta 1999 alkaen metsälakikohteiden kriteereihin on sisällytetty pienialaisuus (Tonteri 2001). Avainbiotoopit kirjataan sekä metsä-, kitu- että joutomaalta. Avainbiotoopeista kirjataan myös niiden luonnontilaisuus. Kaikki Suomen lehtotyyppit ovat avainbiotooppeja, ja ne on erotettu toisistaan ravinteisuuden ja kosteuden perusteella (taulukko 23). VMI-ohjeiden mukaan niiden määrittäminen tapahtuu lehtokasvillisuuden perusteella (Metsäntutkimuslaitos 2009b). VMI9:ssä avainbiotoopit määritettiin kaikilta koealoilta, sen jälkeen ne on kirjattu vain pysyviltä koealoilta.

Avainbiotooppeina VMI9:ssä on kirjattu yhteensä lähes 330 000 ha lehtoja (taulukko 23; Metsäntutkimuslaitos 2005), joista metsälain 10 §:n kriteerit täyttäviä on lähes 10 % ja muita arvokkaiksi luettavia kohteita 22 %. Ei-arvokkaat kohteet voivat olla lajistollisilta ominaisuuksiltaan ja/tai rakennepiirteiltään vaatimattomia ja pienialaisia lehdoiksi luokiteltavia laikkuja tai ihmisen toimien seurauksena niin voimakkaasti muuttuneita kohteita, ettei niitä enää katsota monimuotoisuuden kannalta arvokkaiksi (Tiina Tonteri, Metsäntutkimuslaitos, kirj. tiedonanto 15.10.2012; Metsäntutkimuslaitos 2009b).

Lehtojen avainbiotoopeista luonnontilaisia tai lähes luonnontilaisia on yhteensä lähes 57 000 ha eli noin 17 % (taulukko 24). Tähän sisältyvät suojelualueilla sijaitsevat avainbiotoopit.

VMI:n avainbiotooppituloksissa on erikseen myös avainbiotooppien pinta-ala suojeluilla alueilla ja suojelualueiden ulkopuolella. Suojelualueiksi luetaan tässä kaikki luonnonsuojelulakiin perustuvat alueet, erämaa-alueet, ulkoilureitit, valtion retkeilyalueet, muinaisjäännökset ja muut lakiin perustuvat luonnonsuojelualueet sekä omistajan päätöksellä suojellut aarnialueet, luonnonhoitometsät ja puolustusvoimien luonnonsuojelualueet. Suojeluohjelma-alueista suojelluiksi luetaan kansallis- ja luonnonpuistojen kehittämisohjelman, soidensuojelu-, lehtojensuojelu- ja vanhojen metsien suojeluohjelman alueet. VMI9:n avainbiotooppitulosten mukaan näin määriteltyjen suojeltujen lehtojen kokonaisala on vajaat 26 200 ha eli noin 8 % lehtojen avainbiotooppien kokonaisalasta. Metsälain 10 §:n kriteerit täyttävistä lehtojen avainbiotoopeista on suojeltu 34 % eli runsaat 10 500 ha (Metsäntutkimuslaitos 2005). Suojelutilannetta

Taulukko 23. Lehtojen avainbiotooppien pinta-alat (ha) ja pinta-alan keskivirheet (kv) valtakunnan metsien yhdeksännen inventoinnin (1996–2003) mukaan. Erikseen on ilmoitettu metsälain 10 §:n elinympäristön kriteerit täyttävien kohteiden pinta-ala, muiden arvokkaiden kohteiden ala, sekä ei-arvokkaiden kohteiden ala. Luvuissa on mukana Ahvenanmaa. Lähde: Metsäntutkimuslaitos 2005.

Lehtotyyppi	Metsäl. 10 §:n kriteerit täyttävä		Muu arvokas		Ei arvokas		Yhteensä	
	ha	kv	ha	kv	ha	kv	ha	kv
Kuivat keskiravinteiset	1 712	1 478	2 639	1 823	5 111	2 935	9 463	4 678
Kuivat runsasravinteiset	136	119	494	494	800	649	1 431	1 092
Tuoreet keskiravinteiset	8 824	4 624	23 158	8 058	108 158	18 322	140 140	22 159
Tuoreet runsasravinteiset	8 046	5 133	18 947	8 014	51 811	12 319	78 804	16 603
Kosteet keskiravinteiset	3 491	2 415	7 792	3 820	20 449	6 244	31 732	8 469
Kosteet runsasravinteiset	8 803	5 262	19 328	7 772	37 719	10 220	65 850	15 725
Yhteensä	31 012		72 358		224 048		327 420	

Taulukko 24. Lehtojen avainbiotooppien pinta-alat (ha) avainbiotoopin luonnontilaisuuden mukaisissa luokissa valtakunnan metsien yhdeksannen inventoinnin (1996–2003) mukaan. Luvuissa on mukana Ahvenanmaa. Lähde: Metsäntutkimuslaitos 2005.

Lehtotyyppi	Luonnon-tilainen	Lähes luonnon-tilainen	Vähän muuttunut	Voimakkaasti muuttunut	Yhteensä
Kuivat keskiviranteiset	430	2 058	4 306	2 670	9 464
Kuivat runsasravinteiset	32	50	884	464	1 431
Tuoreet keskiviranteiset	8 190	9 658	51 044	71 257	140 148
Tuoreet runsasravinteiset	3 501	9 317	26 032	39 957	78 808
Kosteat keskiviranteiset	2 165	4 177	14 831	10 561	31 733
Kosteat runsasravinteiset	6 629	10 659	19 653	28 911	65 852
Yhteensä	20 947	35 919	116 750	153 820	327 436

tarkasteltaessa on syytä pitää mielessä avainbiotooppien pinta-alaestimaattien suuret keskivirheet.

VMI9:ssä avainbiotooppina erotettiin lisäksi luontaisesti syntyneet jalopuumetsiköt, joita VMI9:n tulosten mukaan on koko maassa 1 490 ha (keskivirhe 1 048 ha), ja näistä metsälain 10 §:n kriteerit täyttäviä 556 ha (keskivirhe 555 ha) (Metsäntutkimuslaitos 2005). Jalopuumetsiköt ovat oletettavasti valtaosin lehtoja, mutta niihin voi sisältyä myös kangasmaan kohteita. Sittemmin luontaisesti syntyneiden jalopuumetsiköiden lukemisesta avainbiotooppeihin on luovuttu, koska kyseinen luontotyyppi ei kuulu metsälain 10 §:n elinympäristöihin.

Valtioneuvosto teki 1989 periaatepäätöksen valtakunnallisesta **lehtojensuojeluohjelmasta**. Ohjelma perustuu lehtojensuojelutyöryhmän mietintöön (Komiteanmietintö 1988:16). Sen tavoitteena on säilyttää edustavat näytteet kullekin lehtokasvillisuusvyöhykkeelle ominaisista lehdoista. Ohjelmassa lehtojen kokonaismääräksi on arvioitu 200 000 ha. Ohjelmassa on mukana 436 aluetta, yhteispinta-alaltaan 5 360 ha. Ohjelmakohteista muodostetaan luonnonsuojelulain mukaisia suojelualueita. Vuoden 2010 alkuun mennessä suojelualueita on perustettu valtion maille 1 200 ha ja yksityismailla 1 700 ha. Edelleen toteuttamattomia suojelualueita on valtion maille 2 000 ha ja yksityismailla 500 ha (Ympäristöhallinto 2012).

Jalopuustoisia lehtoja ja pähkinäpensaslehtoja turvataan myös luonnonsuojelulain keinoin. **Luonnonsuojelulain 29 §:n suojeltuja luontotyyppiä** koskevat tarkat puuston lukumäärää ja kokoa koskevat vaatimukset (luku 2.1.1). Luonnonsuojelulain mukaisia jalopuumetsiköitä on rajattu 749 ha ja pähkinäpensaslehtoja 269 ha (luku 2.1.3). Jalopuumetsiköt sisältävät myös lehtoja karumpia jalopuumetsiköitä.

Metsähallituksen SutiGIS-kuviotietojärjestelmän mukaan (Elisa Pääkkö, Metsähallitus, kirj. tiedonanto 12.4.2012) lehtoja on **Metsähallituksen luontopalveluiden hallinnassa olevilla alueilla sekä**

yksityisillä suojelualueilla (YSA) yhteensä noin 10 000–12 000 ha. Tästä Etelä-Suomessa on noin 9 100–10 700 ha ja Pohjois-Suomessa 900–2 200 ha. Kokonaispinta-aloissa on jonkin verran eroja sen mukaan, mitä hakuehtoja käytetään. Luvut sisältävät edellä mainitut lehtojensuojeluohjelman ja luonnonsuojelulain 29 §:n kohteet. Etenkin Keski-Lapissa on vielä paljon inventoimattomia alueita, joten luontopalveluiden hallinnassa olevien lehtojen ala nousee edellä esitetystä inventoinnin edetessä. Luontodirektiivin luontotyyppiä *lehdot* pois lukien ko. luontotyyppiin kuuluvat lehtokorvet, on SutiGIS-kuviotietojärjestelmän mukaan yhteensä 11 364 ha (Elisa Pääkkö, Metsähallitus, kirj. tiedonanto 26.10.2012). Pinta-alasta suurin osa, noin 6 600 ha on luontopalveluiden hallinnassa olevilla mailla ja runsas 4 600 ha yksityisillä suojelualueilla.

Kahdeksannen VMI:n aineistosta tehdyn selvityksen mukaan lehdoista vain noin prosentti oli suojelualueilla (Virkkala ym. 2000), joka kyseisen VMI:n lehdoista laskettuna tarkoittaa vain runsasta 1 500 hehtaaria. Lehtojen suojelu on sittemmin selvästi edistynyt.

Eri menetelmillä eri lähteistä saatavien suojelupinta-alojen vertaamisen on ongelmallista jo lähtökohtaisesti erilaisten aineistojen vuoksi. Voidaan kuitenkin arvioida, että eroon Metsähallituksen inventoinnin ja VMI:n avainbiotooppikartoituksen suojelupinta-aloissa vaikuttavat osaltaan edellä mainittujen inventoimattomien alueiden ohella erilaiset suojelualuemäärittelyt sekä myös avainbiotooppien harvinaisuudesta johtuvat pinta-alojen suuret keskivirheet. Edellä esitetyt lehtojen kokonais- ja suojelupinta-alat ovat osin päällekkäisiä, eikä mikään luku yksin ole riittävä ja yksiselitteinen kuvaamaan kokonaistilannetta.

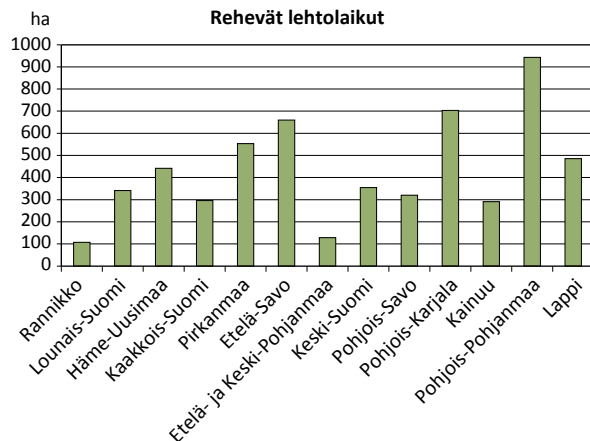
Etelä-Suomen metsien monimuotoisuuden toimintaohjelman (METSO) tavoitteena on vuosina 2008–2016 turvata lehtoja yhteensä 19 600 hehtaaria luonnonsuojelulain mukaisina suojelualueina ja määräaikaisin rauhoituksin sekä Kemeran mukaisin ympäristötukisopimuksin ja luonnonhoito-

hankkein. Lehtoja on METSO-ohjelmassa turvattu vuoden 2011 lopussa 983 hehtaaria (taulukko 25). Ympäristötukea voidaan käyttää myös laajentamaan metsälakikohdetta METSO-elinympäristöllä. Toteutettujen luonnonhoitohankkeiden lisäksi vuoden 2011 loppuun mennessä on suunniteltu lehtoihin kohdentuvia luonnonhoitohankkeita (METSO-elinympäristöjen hoito ja kunnostus) 938 hehtaarille (Tapio 2011).

Tapion vuositilastojen mukaan (Tapio 2011) metsälain 10 §:n reheviä lehtolaikkuja on koko maan **yksityismaiden talousmetsissä** yhteensä 5 625 ha, josta Etelä-Suomessa 5 140 ha ja Pohjois-Suomessa (Lappi) 485 ha. Metsälakikohteiksi rajattujen kohteiden kokonaisala on huomattavasti pienempi kuin VMI:ssa metsälain kriteerit täyttävien lehtojen avainbiotooppien pinta-ala, vaikka lehtojen avainbiotooppien alasta vähennettäisiin suojeltujen kohteiden pinta-ala. Osaltaan eroon vaikuttaa myös se, ettei VMI:ssa oteta huomioon käytännön metsätaloudessa vallitsevaa alueellisen soveltamisen näkökulmaa metsälain 10 § elinympäristöjen määrittämisessä. Yksityismaiden talousmetsistä kirjattujen rehevien lehtolaikkujen alueellinen jakauma (kuva 16) ei kaikilta osin ilmennä lehtojen monimuotoisuusarvojen todellista alueellista vaihtelua. Esimerkiksi Pohjois-Savossa, jossa Pohjois-Savon lehtokeskuksen alueella on runsaasti arvokkaita lehtoja, kirjatusta 10 §:n rehevistä lehtolaikuista on vain 5,7 %.

Yksityismaiden talousmetsissä on kirjattu lisäksi muina arvokkaina elinympäristöinä reheviä lehtolaikkuja 3 143 ha, josta Pohjois-Suomessa 144 ha (Tapio 2011).

Valtion mailla lehtoja on vähän ja niiden esiintyminen painottuu pohjoisiin letto- ja lehtokeskuksiin (Päivinen ym. 2011). **Metsähallituksen metsätalouden mailla** on metsälain kriteerit täyttäviä lehtoja noin 2 000 ha (ks. luku 2.2.2.1; Matti Siipola, Metsähallitus, kirj. tiedonanto 21.3.2013). Valtion maiden metsätalouden ympäristöoppaan (Päivinen ym. 2011) mukaan kaikki lehdot jätetään pääsääntöisesti taloustoiminnan ulkopuolelle. Luontaisesti syntyneet jalopuumetsät säästetään luontokohteina. Myös pienialaiset lehtopainanteet metsätaloustalouden keskellä jätetään metsien käsittelyn ulkopuolelle. Pienten, luonnontilaisten lehtojen rajalla vältetään uudistushakkuita



Kuva 16. Metsälain 10 §:n rehevien lehtolaikkujen jakautuminen yksityismetsissä eri metsäkeskusten toimialueille 1998–2011. Lähde: Tapio 2011.

lehtomaisilla kankailla. Lehtoon rajautuvia osia voidaan tarvittaessa käsitellä erirakenteistavin hakkuuin.

Metsäsertifioinnin PEFC-standardin (Suomen PEFC-standardi 2009a, 2009b) mukaan lehtipuuvaltaiset lehdot ja puustoltaan vanhat metsät ovat luonnonsuojelullisesti arvokkaita elinympäristöjä, joiden tärkeimmät ominaispiirteet tulee säilyttää. Kohteiden käsittely esim. poimintahakkuuin on kuitenkin sallittua. Standardissa on metsikön kokoa koskevia lievennyksiä (ks. luku 2.4.1). Ekologisesti tiukemman FSC-standardin (Suomen FSC-standardi 2011) mukaisia aina säästettäviä kohteita ovat metsälain 10 §:n elinympäristöt niiden koosta ja alueellisesta yleisyydestä huolimatta sekä tietyt kuusivaltaiset tuoreet lehdot ja sekapuustoiset lehdot (ks. luku 2.4.1). FSC-standardin laajempi käyttö edistäisi selvästi lehtojen turvaamista.

Yksityismaiden hyvän metsänhoidon suositusten mukaan monimuotoisuustavoitetta toteutetaan talousmetsissä arvokkaita elinympäristöjä ja monimuotoisuudelle tärkeitä rakennepiirteitä, kuten vanhoja puuyksilöitä ja lahoppuustoa, säilyttämällä (Tapio 2006a; ks. luku 2.4.2).

Keinot tilan parantamiseksi

Kuten edellä olevasta ilmenee, lehtoja on turvattu ja pyritään turvaamaan monin eri keinoin sekä suoje-lualueita perustamalla että ottamalla ne huomioon metsätalouden toimissa. Turvaamistoimien monipuolisuudesta huolimatta sekä lajien että luonto-

Taulukko 25. METSON tavoitepinta-alat (ha) vuosille 2008–2016 ja niiden toteutuminen vuosina 2008–2011 lehtojen elinympäristössä (Veikko Miettinen, ympäristöministeriö, kirj. tiedonanto 31.1.2012; Koskela ym. 2010; Tapio 2011).

Tavoite ELY-keskuksille	Pysyvä LSL:n mukainen suojelu	Määräaikainen LSL:n mukainen suojelu	Tavoite Suomen metsäkeskukselle (Kemera-rahoitus)	Ympäristötukisopimukset	Toteutetut luonnonhoitohankkeet	Toteutunut yhteensä
4 600	548	7	15 000	310	118	983

tyyppien uhanalaisuuden arvioinnit osoittavat, että toimien vaikutukset eivät ole olleet riittäviä, vaan lehtoluonto on uhanalaistunut. Tilanteen parantamiseksi luonnontilaiset ja luonnontilaisen kaltaiset lehdot tulisi lukea metsälain 10 §:n elinympäristöihin ilman pienialaisuuden vaatimusta. Lehtojen keskeiset ominaispiirteet tulee turvata ja tarvittaessa tehdä hoitotoimia, muun muassa joissain tapauksissa kuusen poistoa. Jalopuulehtojen kattavampaa turvaamista on edistettävä kehittämällä luonnonsuojelulain 29 § turvaamisenmenettelyjä (tarkemmin luvussa 3.2).

Kaikkien luonnontilaisten ja luonnontilaisen kaltaisten lehtojen lukeminen metsälain 10 §:n elinympäristöksi ilman pinta-alarajoitetta ja alueellista soveltamista tarkoittaa nykyistä suurempaa erityisen tärkeän elinympäristön kokonaispinta-alaa. Suuruusluokaltaan turvattavien lehtojen ala voisi olla enimmillään VMI:n avainbiotooppitulosten mukainen metsälain kriteerit täyttävien ja muiden arvokkaiden (tai osan niistä) lehtojen avainbiotooppien yhteisala tai luonnontilaisten ja lähes luonnontilaisten lehtojen yhteisala. Molemissa tapauksissa alasta vähennetään jo suojellut kohteet. Tämä merkitsisi tarkastelutavan mukaan noin runsaan 30 000 – vajaan 80 000 hehtaarin pinta-alaa. Pinta-alojen suuruusluokkaa arvioitaessa on pidettävä mielessä vaikeudet luotettavien kokonaispinta-alaestimaattien saamisessa.

Kehittämisehdotus:

- Reheviin lehtolaikkuihin sisällytetään luonnontilaiset ja luonnontilaisen kaltaiset lehdot kohteiden pinta-alasta riippumatta, ja erityisen tärkeän elinympäristön nimeksi muutetaan ”rehevät lehtometsiköt”.
- Lehto- ja lettokeskusten alueilla lehdot tulkitaan metsälain 10 §:n elinympäristöiksi ilman alueellisesti tiukempia kriteerejä.
- Luontotyyppin keskeiset ominaispiirteet turvataan ja tarvittaessa tehdään hoitotoimia. Yksittäisiäkään järeitä tai lahoja puita tai tuulenkaatoja ei tule poistaa lehtokohteilta. Ainoastaan kuusen poistoa lehdon lehtipuuvaltaisuuden lisäämiseksi voidaan toteuttaa.

3.3.1.4

Jyrkänteet alusmetsineen

Metsälain (1093/1996) mukaan erityisen tärkeisiin elinympäristöihin sisältyvät jyrkänteet ja niiden välittömät alusmetsät. Lain perusteluissa (Hallituksen esitys eduskunnalle metsälainsäätöksi 1996) todetaan, että kohde edustaa erityisen tärkeää elinympäristöä ”kalliojyrkänteet ja niiden alusmetsät” silloin, kun ”jyrkänteet on riittävän korkeita, muusta metsämaastosta erottuva muodostuma, jonka alla



Suojaisuus, kolot, hyllyt ja ravinteikas rapautuva kivilaji tekevät kalliojyrkänteestä lajistollisesti arvokkaan.
Kuva: Seppo Tuominen

on metsävyöhyke, jota jyrkänteet varjostaa ja jonne jyrkänteiden rapautumistuotteet vierivät tai valuvat synnyttäen muusta metsäympäristöstä poikkeavaa rehevää kasvillisuutta”. Valtioneuvoston asetuksessa metsien kestävästä hoidosta ja käytöstä (1234/2010) metsälain elinympäristöä on tarkennettu koskemaan ”yleensä vähintään kymmenen metriä korkeita kalliojyrkänteitä ja niiden varjostamia välittömiä alusmetsiä, jos niissä rapautumistuotteiden seurauksena on muusta metsäympäristöstä poikkeavaa vaateliasta kasvillisuutta”.

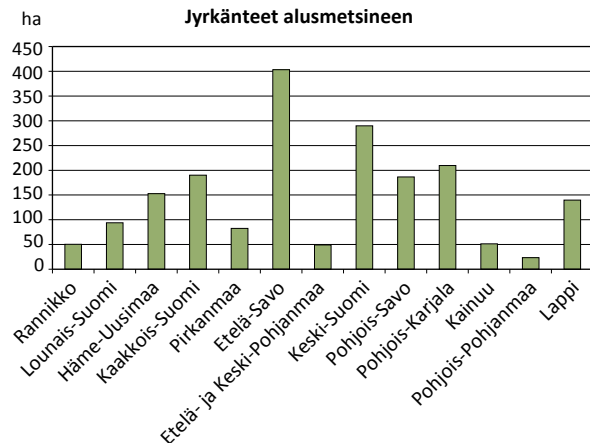
Meriluoto ja Soininen (1998) ovat täsmentäneet, että jyrkänteet on yksittäinen, jokseenkin pystysuora kallioseinä tai massiivinen porrasmainen kalliorinne ja että elinympäristöön lasketaan mukaan myös jyrkänteiden välitön päällyys. Luonnontilaisessa kohteessa esiintyy järeitä puita ja lahoppuustoa ja alusmetsä on erirakenteinen. Luonnontilaisen kaltaisella kohteella voi näkyä jälkiä harvennuksesta, lahoppuuta on vähän tai ei lainkaan, mutta metsä on säilynyt suojaisena. Metsälain erityisen tärkeän elinympäristön hoito- ja käyttötoimenpiteet tulee tehdä elinympäristöjen ominaispiirteet säilyttävällä tavalla. Jyrkänteiden ominaispiirteiden säilyttämisen kannalta on keskeistä, että hakkuita ei uloteta

aivan jyrkänteen läheisyyteen. Varovaisia hakkuita voidaan tehdä etäämpänä jyrkänteen kasvillisuuden muututtua tavanomaiseksi, mutta silloinkin jyrkänteen suojaisuus ja varjoisuus tulisi säilyttää. Puustoltaan luonnontilaiset kohteet tulisi aina jättää käsittelemättä. (Meriluoto ja Soininen 1998)

Vuoden 2011 loppuun mennessä metsälain 10 §:n jyrkännekohteita on tunnistettu yksityismetsissä yhteensä 1 923 ha (Tapio 2011). Pinta-alan jakautuminen eri metsäkeskusten alueille on esitetty kuvassa 17. Muina arvokkaina elinympäristöinä jyrkännekohteita on ilmoitettu yksityismailta 1 526 ha. Metsähallituksen metsätalouden mailta on tunnistettu jyrkännekohteita ja rotkoja yhteensä 1 841 ha (Matti Siipola, Metsähallitus, kirj. tiedonanto 21.3.2013). Ympäristötukisopimuksia on tehty kaikkiaan 758 hehtaarille jyrkännekohteiden alusmetsiä.

VMI9:n (1996–2003) avainbiotooppitulosten mukaan metsälain 10 §:n kriteerit täyttäviä jyrkännekohteita on koko maassa noin 5 900 ha, joista on suojeltu vajaat 2 200 ha (37 %) (Metsäntutkimuslaitos 2005). Muita arvokkaita jyrkännekohteita on noin 6 300 ha, josta on suojeltu noin 750 ha (12 %). Koko maassa avainbiotooppeina kirjattiin jyrkännekohteita yhteensä noin 17 000 ha sisältäen sekä metsälain 10 §:n kriteerit täyttävät kohteet, muut arvokkaat kohteet että ei-arvokkaiksi luetut kohteet. Ei-arvokkaat kohteet ovat esimerkiksi ihmisen toimien seurauksena niin voimakkaasti muuttuneita, ettei niitä enää katsota monimuotoisuuden kannalta arvokkaiksi (Metsäntutkimuslaitos 2009b). Taulukossa 26 tulokset on esitetty ilman Ahvenanmaan jyrkännekohteita, jotka sisältyvät edellä esitettyihin pinta-aloihin.

VMI9:n tulosten perusteella jyrkänneavainbiotoopit ovat esiintymisessään selvästi painottuneet Etelä-Suomeen, joten niiden kattava turvaaminen toteuttaisi osaltaan hyvin Etelä-Suomelle asetettuja metsiensuojelutavoitteita. On huomattava, että VMI:ssä pienialaisuuden soveltaminen lakikohteilla otettiin huomioon vasta vuodesta 1999 alkaen. VMI9:ssä ei lakikohteita määritettäessä myöskään otettu huomioon alueellisia tekijöitä, kuten elinympäristöjen yleisyyttä, vaan lakikohteiksi luettiin kaikki tietyt kriteerit täyttävät alueet toisin kuin



Kuva 17. Metsälain 10 §:n jyrkännekohteiden jakautuminen yksityismetsissä eri metsäkeskusten toimialueille 1998–2011. Lähde: Tapio 2011.

yksityismaiden metsälakikohteiden kartoituksessa (Tonteri 2001).

Metsälaki on periaatteessa sopiva keino jyrkännekohteiden ja niiden alusmetsien turvaamiseksi, mutta käytännössä laki ei ole aina toiminut toivotulla tavalla. On olemassa viitteitä siitä, että vain osa jyrkännekohteista on määritelty metsälakikohteiksi. Esimerkiksi Pykälän (2007b) selvityksen mukaan Lohjalla vain noin kymmenesosa metsälain kriteerit täyttävistä arvioituista kohteista oli rajattu metsälakikohteiksi, ja rajatuista kohteista huomattava osa oli luontoarvoiltaan vaatimattomia. Jyrkännekohteiden rajaukset olivat pieniä, kapeita ja lyhyitä. Lain määritelmän mukaiseksi tulkittu alue oli kokonaan rajattu metsälakikohteeksi vain 38 %:lla tutkituista jyrkännekohteista. Korkeamman kallioseinämän alle kymmenen metrin korkuisia osuuksia oli jätetty metsälakikohteiden rajausten ulkopuolelle.

Jyrkännekohteiden ja niiden alusmetsien keskeiset ominaispiirteet liittyvät kallioseinämän morfologiaan ja lajistoon, suojaisaan pienilmastoon, kalliosta veden mukana valuviin ravinteisiin, kalliosta rapautuneeseen kiviainekseen sekä alusmetsän luonnontilaiseen tai sen kaltaiseen puustoon ja siihen liittyvään lajistoon. Erityisen arvokkaita ovat suojaisassa ympäristössä esiintyvät vanhat puut ja lahoppuut. Suojaisuuteen ja luonnontilaiseen

Taulukko 26. Jyrkänneavainbiotooppien pinta-ala (ha) ja pinta-alan keskivirheet (kv) valtakunnan metsien yhdeksännen inventoinnin (1996–2003) mukaan. Erikseen on ilmoitettu metsälain 10 §:n elinympäristön kriteerit täyttävien kohteiden pinta-ala, muiden arvokkaiden kohteiden ala sekä ei-arvokkaiden kohteiden ala. Luvuissa ei ole mukana Ahvenanmaan jyrkännekohteita. Etelä-Suomi = hemi-, etelä- ja keskiboreaalin vyöhyke (Ahvenanmaata lukuun ottamatta), Pohjois-Suomi = pohjoisboreaalin vyöhyke. Lähde: Metsäntutkimuslaitos 2005.

	Metsäl 10 §:n kriteerit täyttävä		Muu arvokas		Ei arvokas		Yhteensä	
	ha	kv	ha	kv	ha	kv	ha	kv
Etelä-Suomi	3 450	1 667	5 864	2 173	4 821	1 493	14 135	3 430
Pohjois-Suomi	1 645	1 114	108	85	0	0	1 753	1 123

puustoon liittyvät ominaispiirteet ja lajisto eivät välttämättä säily, jos kohteilla tehdään varovaisia hakkuita tai yksittäisten puiden kaatamista, jotka ovat metsälain tarkoittamissa elinympäristöissä mahdollisia. Jyrkänteiden ja niiden alusmetsien ominaispiirteiden säilyttämiseksi on tarpeen korjata ja täsmentää metsälain turvaamien jyrkänteiden määrittelyä monimuotoisuuden kannalta kestävämmäksi, selventää metsälain tulkintaa ja tehostaa kohteiden metsätaloustalouden ohjausta sekä lisätä metsätalouden ympäristötuen hyödyntämistä.

Kalliojyrkänteisiin liittyvistä luontotyypeistä on arvioitu uhanalaisimmiksi kalkki- ja serpentiinikallioihin liittyvät luontotyypit (taulukko 27), joiden suojelun tehostamisesta on ehdotukset luvussa 4.4. Karuista ja keskiravinteisista jyrkänteluontotyypeistä varjoisat kalliojyrkänteet sekä ylikaltevat seinämät on katsottu koko maassa silmälläpidettäväksi (NT). Tärkeimpänä syynä taantumiseen ovat liian lähelle jyrkännettä ulottuvat metsänhakkuut, jotka muuttavat pienilmastoa kuivemmaksi ja äärevämmäksi. Metsätaloustoiminnan lisäksi rakentaminen, kaivannaistoiminta ja kalliokiipeilyn aiheuttama kulutus uhkaavat jyrkänteitä. Valoisat karut ja keskiravinteiset jyrkänteet on katsottu säilyviksi (LC), samoin valuvesiseinämät. (Kontula ym. 2008a, 2008b)

Lajien uhanalaisuusarvioinnissa (Rassi ym. 2010) jyrkänteitä ei erotettu omana elinympäristötyypinään siten, että niiden lajiston uhanalaisuudesta voisi saada kattavan kuvan, mutta esim. sammalissa on 35 uhanalaista, varjokallioilla esiintyvää lajia, joista 20 lajille varjokalliot ovat ensisijainen elinympäristö. Jyrkänteiden alusmetsät ovat tärkeitä uhanalaiselle metsälajistolle ja vanhan metsän lajeille ylipäättään. Esim. Lohjalla sellaisen vanhan metsän makroepifyyttijäkälien, jotka nykyisin ovat uhanalaisia tai silmälläpidettäviä lajeja, esiintymistä vähintään puolet oli jyrkänteillä tai niiden alusmetsissä (Pykälä 2004).

Jyrkänteiden kymmenen metrin korkeusvaatimus heikentää metsälain toivottuja monimuotoisuusvaikutuksia, koska se rajaa pois merkittävän osan monimuotoisuuden kannalta arvokkaista kohteista. Luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnin kallioryhmässä on arvioitu, että jo viisi metriä korkea tai sitäkin matalampi seinämä voi olla lajistollisesti hyvin arvokas. Lajiston kannalta jyrkänteen korkeutta merkityksellisempiä ovat mm. kivilaji ja suojaosan kalliopinnan määrä. Yhdenäinen korkea seinämä on yleensä lajistollisesti vähemmän merkittävä kuin rikkonaisempi, osin maapeitteinen, erilaisia koloja ja rapautumia (mikrohabitaatteja) sisältävä seinämä (Pykälä 2007b). Lajistollisesti arvokkaat meso-eutrofiset jyrkänteet ovat herkemmin rapautuvina harvemmin korkeita.

Varjojyrkänteitä on Metsähallituksen talousmetsissä määritetty luontokohteiksi metsälain määritelmiä väljemmin kriteerein. Metsähallituksen metsätalouden ympäristöoppaan (Päivinen ym. 2011) mukaan luontokohteita ovat jyrkänteet ja varjorinteet ja niihin liittyvät ympäristöstään erottuvat alusmetsät, joissa on tavanomaisista kangasmetsistä poikkeavia puuston rakennepiirteitä tai lajistoa. Oppaan mukaan arvokkaita ovat varjostavan metsän suojassa olevat, etenkin pohjoisen puoleiset, jyrkät varjorinteet ja jyrkänteen juuret, joihin liittyy erityinen pienilmasto. Luontokohteeksi on voitu merkitä selvästi kymmentä metriä matalampiakin jyrkänteitä, mikäli kohde muutoin on rakennepiirteiltään ja lajistoltaan merkittävä (Erkki Hallman, Metsähallitus, kirj. tiedonanto 17.12.2012). Näitä kohteita on tunnustettu Metsähallituksen mailla yhteensä noin 7 000 ha, josta vajaa 3 800 ha on Metsähallituksen talousmetsissä (taulukko 28). On todennäköistä, että kyseistä luontokohdetta löydetään inventointien ja metsäsuunnittelun yhteydessä Metsähallituksen talousmetsistä vielä huomattavasti enemmänkin (Erkki Hallman, Metsähallitus, kirj. tiedonanto 17.12.2012). Ympä-

Taulukko 27. Luontotyyppien uhanalaisuus kalliojyrkänteisiin liittyvillä luontotyypeillä (Kontula ym. 2008b).

	Koko maa	Pohjois-Suomi	Etelä-Suomi
Valoisat kalkkikalliojyrkänteet	NT	NT	EN
Varjoisat kalkkikalliojyrkänteet	VU	NT	VU
Karut serpentiinijyrkänteet	VU	VU	VU
Kalkkivaikutteiset serpentiinijyrkänteet	VU	VU	VU
Karut valoisat kalliojyrkänteet	LC	LC	LC
Karut varjoisat kalliojyrkänteet	NT	LC	NT
Karut ylikaltevat seinämät	NT	LC	NT
Karut ja keskiravinteiset valuvesiseinämät	LC	LC	LC
Keskiravinteiset valoisat kalliojyrkänteet	LC	LC	LC
Keskiravinteiset varjoisat kalliojyrkänteet	NT	LC	NT
Keskiravinteiset ylikaltevat kallioseinämät	NT	LC	NT

ristöoppaan mukaan jyrkät rinteet jätetään pääsääntöisesti luonnontilaan ja korjuukelpoisissa kohteissa säästetään vanhan metsän saarekkeitä säästöpuuryhminä ja pienkohteina sekä vanhoja ylispuuryhmiä.

Ongelmallinen on myös metsälain 10 §:n kohteiden tulkinta pienialaiseksi, joka on ristiriidassa korkeusvaatimuksen kanssa: yli kymmenen metriä korkeat jyrkänteet alusmetsineen eivät yleensä voi olla kovin pienialaisia kokonaisuuksia. Korkeusrajan tulkinnan ja monimuotoisuusvaikutusten kannalta on myös keskeistä määritellä miten jyrkänteen korkeus mitataan: jyrkänteissä esiintyvät maapeitteiset alueet ja portaat tulisi laskea mukaan jyrkänteen kokonaiskorkeuteen, koska ne ovat kohteen monimuotoisuuden kannalta keskeisiä ominaisuuksia.

Kun jyrkänteen alusmetsältä edellytetään ympäristöstään poikkeavaa, vaateliasta kasvillisuutta, jää rajaamatta sellaisia kohteita, joissa alusmetsän kasvillisuusskriteeri ei täyty, mutta kostea, suojainen pienilmasto ylläpitää muuta arvokasta lajistoa, kuten monia uhanalaisia ja harvinaisia sammalia, jäkäliä, sieniä ja selkärangattomia. Ravinteiset, herkästi rapautuvat kivilajit eivät useinkaan muodosta korkeita jyrkän-teitä, vaan korkeat jyrkänteet ovat kovia, karuja ja huonosti rapautuvia (esim. graniittia) (Pykälä 2007b), joten korkean jyrkänteen ja kalliosta rapautuviin ravinteisiin liittyvän rehevän kasvillisuuden vaatimukset ovat keskenään ristiriitaisia.

Kostea pienilmastoa vaativia lajeja esiintyy kalliojyrkänteillä riippumatta jyrkänteen ilman-suunnasta, jos kohde on suojainen esimerkiksi puuston tai kallion ylikaltevan pinnan, halkeamien tai muiden muotojen ansiosta. Siksi määrittelyssä ei tulisi rajautua jyrkänteen varjostamiin metsiin, vaan erilaiset suojaisat jyrkänteen alusmetsät olisi syytä ottaa mukaan. Metsälain tulkintasuosituksissa (Tulkintasuosituksia metsälain 10§:n...2009) on todettu, että jos jyrkänteen alusmetsän kasvillisuus ei ole muusta ympäristöstä poikkeavaa, kohde voi kuitenkin olla erityisen tärkeä elinympäristö kitu-

ja joutomaan kalliona. Kitu- ja joutomaan kallion rajaaminen erityisen tärkeänä elinympäristönä ei kuitenkaan turvaa jyrkänteen alapuolista metsää.

Luontotyyppejen uhanalaisuusarvioinnin yhteydessä tehtiin SYKEssä taustaselvitys kalliojyrkänteen alusmetsien hakkuista. Selvitystä varten tutkittiin satunnaisesti valituilta ilmakuvilta (kuvausvuosi 2000–2004) 522 jyrkännettä Etelä-Suomesta ja 160 Pohjois-Suomesta. Ilmakuvilta laskettiin peruskarttaan merkityt pohjois-, koillis- ja itäjyrkänteet ja katsottiin, onko alusmetsä hakattu jyrkänteeseen asti äskettäin. Jyrkänteen korkeutta ei tarkastelussa pystytty tarkentamaan metsäasetuksen määritelmän mukaiseen yli kymmeneen metriin, mutta selvitys antaa käsityksen varjojyrkänteen hakkuutilanteesta ylipäätään. Etelä-Suomessa otannassa mukana olleista jyrkänteistä noin 11 % oli hakattu jyrkänteeseen asti, Pohjois-Suomessa hakattuja jyrkän-teitä ei löytynyt. Selvitys antaa viitteitä siitä, että merkittävä osa varjojyrkänteen alusmetsistä näyttäisi ainakin pitkällä aikavälillä tulevan hakatuksi. Lähelle jyrkännettä ulottuvat hakkuut muuttavat pienilmastoa kuivemmaksi ja äärevämmäksi, minkä seurauksena kostea ja varjoisaa kasvu-paikkaa vaativat lajit häviävät, tai ne säilyvät vain suojaisimmissa onkalokohdissa. Jyrkänteen lajisto köyhtyy tilapäisesti tai pysyvästi, ja seinämäkasvillisuuden ulkoasun palautuminen kestää vähintään kymmeniä vuosia. (Kontula ym. 2008b)

Kehittämisehdotus:

- Tehostetaan metsälain 10 §:n mukaisten kalliojyrkänteen tunnistamista, luovutaan pienialaisuuden soveltamisesta ja varmistetaan, että jyrkänteen korkeuteen lasketaan mukaan kalliojyrkänteen maapeitteiset alueet ja por-rastasantteet. Jyrkänteen vähimmäiskorkeuden alentaminen viiteen metriin turvaisi nykyistä kattavammin jyrkänteistä riippuvaisen uhanalaisen kalliolajiston elinympäristöjä, erityisesti meso-eutrofisia kalliojyrkän-teitä.
- Rajauksiin otetaan mukaan kalliojyrkänneko-konaisuus koko leveydeltään, ei vain tietyn korkeusrajan ylittävä osuus kalliosta.
- Jyrkänteen ja niiden alusmetsien määritelmistä poistetaan vaatimus muusta metsäympäristöstä poikkeavasta vaateliasta kasvillisuudesta.
- Metsälain jyrkänteen määritelmään sisällytetään kaikki suojaisat jyrkänteet riippumatta jyrkänteen ilmansuunnasta. Muilla kuin varjon puolen jyrkänteillä suojaisan pienilmaston voivat luoda ympäröivä puusto tai jyrkänne-muodot itsessään.
- Poimintahakkuuta ei tehdä metsälain jyrkän-teillä ja niiden alusmetsissä.

Taulukko 28. ”Jyrkänne, varjorinne” -luontokohteen esiintyminen Metsähallituksen mailla hehtaareina SutiGIS-kuviotietojärjestelmän mukaan (Elisa Pääkkö, Metsähallitus, kirj. tiedonanto 24.10.2012). YSA = yksityiset luonnonsuojelualueet, LP = Metsähallituksen luontopalveluiden hallinnassa olevat alueet, MT = Metsähallituksen talousmetsät. Etelä-Suomi = hemi-, etelä- ja keskiboreaalinen vyöhyke, Pohjois-Suomi = pohjoisboreaalinen vyöhyke.

	YSA	LP	MT	Yhteensä
Etelä-Suomi	134	1 823	1 839	3 796
Pohjois-Suomi	0	1 322	1 923	3 245
Yhteensä	133	3 145	3 762	7 040

Vähäpuustoiset suot



Vähäpuustoisten soiden arvo on muussa kuin puuntuotannossa – vesi- ja hiilivarastona, veden puhdistajana ja suolajiston elinympäristönä.
Kuva: Seppo Tuominen

Metsälain erityisen tärkeisiin elinympäristöihin kuuluvien ”karukkokankaita puuntuotannollisesti vähätuottoisempien vähäpuustoisten soiden” tulkinnasta on esitetty erilaisia käsityksiä (Meriluoto ja Soininen 1998; Silver ja Kajava 2000; Päivänen 2001; Ruokanen 2008; Silver ym. 2008). Ei ole kuitenkaan koottua tietoa siitä, miten elinympäristö on käytännössä tulkittu eri metsäkeskuksissa. Elinympäristön tulkintaa olisikin syytä selvittää.

Metsälain perustelujen mukaan elinympäristöön sisältyvät ”turvemaiden kitu- ja joutomaat, joita ovat esimerkiksi karut rämeet ja korvet sekä rantaluhdat ja avoimemmat suot”. Meriluoto ja Soinisen (1998) luettelo ohjeellisista suotyypeistä, jotka voivat tulla kysymykseen metsälain elinympäristöinä, sisältää kasvupaikkatyypiltään karuja soita: rahkaiset, piensaraiset ja puolukkaiset, sekä tupasvillaiset ja isovarpuiset korpi-, räme ja nevatyyppit. Esimerkiksi suurin osa nevarämeistä, nevakorvet sekä suursaraiset ja ruohoiset nevat puuttuvat luettelosta.

Toisaalta Meriluodon ja Soinisen (1998) oppaan mukaan kasvupaikkatyypiltään ruohoinen tai suursarainen avosuo tai puustoinen suo voi olla metsälain tarkoittama vähäpuustoinen suo, mutta sitä ei tarkenneta, missä tapauksessa näin voi olla. Tämä on osin ristiriidassa sen kanssa, että samassa oppaassa luetellaan ruohoiset suot (ruohoinen sarakorpi, ruohoinen sararäme, ruohoinen saraneva, ruohoinen kalvakkaneva ja ruohoinen rimpineva) muiksi arvokkaiksi elinympäristöiksi, joiden luonnonarvot tulisi turvata hyvän metsänhoidon suositusten mukaisesti metsänomistajan omalla päätöksellä.

Puuttomat nevat ja useimmat nevarämeistä ja -korvista ovat kuitenkin jouto- ja kitumaita ja tulisi tulkita metsälain 10 §:n vähäpuustoiseksi suoksi (myös Silver ym. 2008). Metsälain mukaan turvattavaksi elinympäristöksi määrittämistä puoltaa myös se, että ravinteisemmat suotyypit ovat karuja harvinaisempia. Ainakin Lounais-Suomessa nämä elinympäristöt määritettiin jo 1997 metsäkeskuksen ohjekirjeellä metsälakikohteiksi (Silver 1997).

METE-inventoinnissa on esiintynyt epäselvyyttä ja erilaisia alueellisia käytäntöjä myös puuttomien soiden tulkinnasta metsälain vähäpuustoiseksi soiksi. Osassa metsäkeskuksia avosointa on luettu METE-kohteiksi, osassa ei (Ruokanen 2008). Valtioneuvoston asetuksessa metsien kestävästä hoidosta ja käytöstä (1234/2010) karukkokankaita puuntuotannollisesti vähätuottoisempien elinympäristöjen ominaispiirteeksi kuvataan luonnontilaisen kaltaisena säilynyt puusto ylispuineen tai kelopuineen ja lahopuineen. Meriluoto ja Soininen (1998) kuitenkin tulkitsevat myös puuttomat nevat sisältyviksi erityisen tärkeään elinympäristöön. Monimuotoisuuden turvaamisen kannalta myös puuttomien joutomaan soiden lukeminen erityisen tärkeäksi elinympäristöksi on perusteltua.

Myös muita alueellisia tulkintoja on tehty. Ruokasen (2008) mukaan Pohjois-Pohjanmaan METE-kartoituksessa vähäpuustoisille soille ei määritetty koon ylärajaa. Sen sijaan vähäpuustoisilla soilla joka hehtaarilla tuli olla ominaispiirteinä metsäasetuksen mukaisesti ylispuuta tai kelopuita ja maapuita. Yli 0,5–1,0 ha puuttomat avosuot erotettiin pois METE-kuvioista. Lapin metsäkeskuksen alueellisen soveltamisen ohjeen mukaan

sen sijaan metsälain 10 §:n vähäpuustoisella suola kuollutta puuta pitää olla vähintään 15 m³ tai kohteen tulee sijaita jonkin toisen METE-kohteen, kuten lähteen vieressä (Ruokanen 2008).

Vähäpuustoisten/puuttomien soiden määrittely metsälain erityisen tärkeäksi elinympäristöksi kaipaa edelleen selventämistä lain tai asetuksen tasolla. Tulkintaa on syytä pohtia ja selkiyttää myös suhteessa pienialaisuuteen ja alueelliseen yleisyyteen. Ainakin uhanalaisimmat vähäpuustoisten soiden alatyypit tulisi määrittää metsälain erityisen tärkeäksi elinympäristöksi riippumatta niiden koosta ja alueellisesta yleisyydestä.

Toisaalta kaikkien suoelinympäristöjen rajaamisessa tulee ottaa huomioon tarve turvata mahdollisimman laajoja vesitaloudellisia suokokonaisuuksia, koska vain näin voidaan varmistaa suoelinympäristön ominaispiirteiden säilyminen. Mikäli laajemmalla suoalueella rajataan vain pienialainen kohde, voivat metsätaloustoimet muualla suoalueella heikentää turvattavan kohteen vesitaloutta tai pienilmastoa ja sitä kautta myös muita ominaispiirteitä. Metsätalouden suunnittelun yhteydessä tulee pyrkiä myös estämään turvattavan suoalueen ulkopuolella tehtävien toimenpiteiden haitalliset vaikutukset suon vesitalouteen.

Vähäpuustoiset suot on pinta-alaltaan runsain metsälain erityisen tärkeä elinympäristö METE-inventoinnissa. Tapion vuositilastojen mukaan (Tapio 2011) metsälain 10 §:n vähäpuustoisia soita on koko maan yksityismetsissä kartoitettu yhteensä 41 886 ha, josta Pohjois-Suomessa (Lappi) vain 139 ha. Jakaantuminen eri metsäkeskusten alueille on esitetty kuvassa 18. Selvästi eniten niitä on rajattu Pohjois-Pohjanmaalla. Lisäksi muina arvokkaina elinympäristöinä niitä on kartoitettu 77 781 ha, josta Lapissa 1 526 ha. Metsähallituksen metsätalouden mailla metsälakikohteiksi

merkittyjä karuja soita on 1 759 ha (ks. luku 2.2.2.1, taulukko 6).

Kehittämisehdotus:

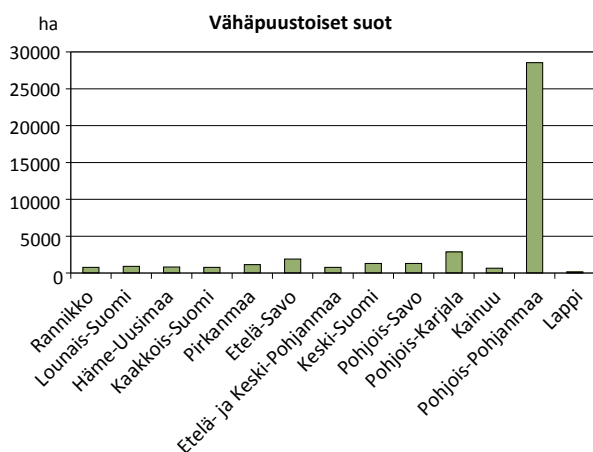
- Selkiytetään metsälain 10 §:n vähäpuustoisten soiden määrittelyä siten, että siihen kuuluvat kaikkien kasvupaikkatyyppien puuttomat ja puustoiset jouto- ja kitumaan suot (myös suursaraiset ja ruohoiset suot).
- Ainakin uhanalaisimmat ja monimuotoisuusvaikutuksiltaan merkittävimmät vähäpuustoisten soiden alatyypit määritetään metsälain erityisen arvokkaaksi elinympäristöksi riippumatta kohteen koosta ja alueellisesta yleisyydestä.
- Kaikkien suoelinympäristöjen rajaamisessa otetaan huomioon tarve turvata vesitaloudellisia suokokonaisuuksia, koska vain näin voidaan varmistaa suoelinympäristön ominaispiirteiden säilyminen.

3.3.2

Yleistä metsälain 10 §:n soveltamisesta

Metsälain 10 §:n erityisen tärkeiden elinympäristöjen turvaaminen metsätalousoikeudessa olevilla alueilla on merkittävä keino edistää luontotyyppien turvaamista ja lajiston kannalta tärkeää elinympäristöjen välistä kytkeytyneisyyttä suoeläinverkoston ulkopuolella. Toistaiseksi metsälain 10 §:n kriteerit täyttäviä elinympäristöjä on rajattu yksityisten, yhtiöiden ja Metsähallituksen talousmetsissä vajaat 150 000 ha (luku 2.2.2.1). Metsätalousta on koko Suomessa 26,3 milj. ha, josta yksityisten omistamaa on 13,7 milj. ha eli runsas 52 % (Metsäntutkimuslaitos 2011).

Metsälain 10 §:n vaikuttavuuden kannalta on olennaista, miten erityisen tärkeiden elinympäristöjen luonnontilaisuus tai luonnontilaisen kaltaisuus ja keskeiset ominaispiirteet on määritelty ja miten niitä tulkitaan, minkä kokoisia elinympäristölaikkuja turvataan, miten elinympäristöjen alueellinen yleisyys tai harvinaisuus vaikuttaa metsälakikohteiden määrittämiseen ja miten tunnistettuja kohteita käsitellään metsänhoidon yhteydessä. Tässä luvussa tarkastellaan metsälain 10 §:ään ja sen käytännön soveltamiseen liittyviä kehittämistarpeita monimuotoisuusvaikutusten parantamiseksi.



Kuva 18. Metsälain 10 §:n vähäpuustoisten soiden jakautuminen yksityismetsissä eri metsäkeskusten toimialueille 1998–2011. Lähde: Tapio 2011.

Elinympäristöjen ominaispiirteiden säilyttäminen

Metsälain mukaan erityisen tärkeiden elinympäristöjen ominaispiirteet tulee säilyttää mahdollisten hoito- ja käyttötoimenpiteiden yhteydessä. Arvokkaan elinympäristön ominaispiirteillä tarkoitetaan Meriluodon ja Soinisen (1998) mukaan elinympäristön biologisia, fysikaalisia, kemiallisia, geologisia ja geomorfologisia ominaisuuksia ja ilmiöitä tai muita piirteitä, jotka ovat välttämättömiä erikoistuneen lajiston säilymiselle tai jotka muuten kuvaavat kyseistä elinympäristöä. Pysyviä ominaispiirteitä ovat metsälain tulkinnan ohjeistuksen mukaan mm. ilmasto, maaston pinnanmuodot, maalajit, maaperän kemialliset ominaisuudet, veden määrä ja kulku sekä niiden luoma pienilmasto (Tulkintasuosituksia metsälain 10 §:n...2009). Vaihuttuvia ominaispiirteitä ovat mm. kasvipeite, kasvilajisto, eliölajisto, puusto ja sen ominaisuudet, puuston synnyttämä pienilmasto sekä lahopuun määrä ja laatu.

Metsälain elinympäristöjen olennaisia ominaispiirteitä on kuvattu lain perusteluissa (Hallituksen esitys eduskunnalle metsälainsäädännöstä...1996) ja asetuksessa (Valtioneuvoston asetus metsien kestävästä hoidosta ja käytöstä; 1234/2010), mutta näitä kuvauksia ei voida pitää lain tulkinnan kannalta riittävinä. Sen sijaan metsälain soveltamisohjeistuksessa ominaispiirteitä on kuvattu elinympäristökohtaisesti kattavammin (Meriluoto ja Soininen 1998; Soininen 2000; Saaristo ym. 2009).

Metsälainsäädäntö ja sen ohjeistus sallivat muun muassa varovaiset hakkuut metsälain erityisen tärkeissä elinympäristöissä, mikäli elinympäristöjen ominaispiirteet eivät vaarannu. Metsälain 10 §:n elinympäristöillä sallitut metsätaloustoimet on lueteltu asetuksessa (Valtioneuvoston asetus metsien kestävästä hoidosta ja käytöstä; 1234/2010; ks. luku 2.2.1). Asetuksessa sallittuja toimenpiteitä ei ole eritelty elinympäristökohtaisesti, vaikka se olisi eri elinympäristöjen ekologisten eroavaisuuksien vuoksi perusteltua, eikä sallittujen toimenpiteiden voida katsoa kaikelta osin turvaavan elinympäristöjen ekologisia ominaisuuksia. Minkään käyttötoimenpiteen ei pitäisi olla kategorisesti sallittu. Mahdolliset sallitut käyttö- ja hoitotoimenpiteet tulisi määrittellä säädöksissä elinympäristökohtaisesti, ja tällöin pääapainon tulisi olla elinympäristön turvaamista edistävissä hoito- ja ennallistamistoimissa.

Elinympäristökohtaisia ohjeita ja suosituksia sallituista toimenpiteistä on annettu soveltamisohjeistuksessa (Meriluoto ja Soininen 1998; Tulkintasuosituksia metsälain 10 §:n...2009).

Joidenkin tutkimusten mukaan vallitseva käytäntö ei ole kaikilta osin turvannut ominaispiirteitä

esimerkiksi niissä elinympäristöissä, joissa vanhat puut ja lahopuusto ovat keskeisiä ekologisia ominaisuuksia (Kajava ym. 2002; Pykälä 2007a, 2007b).

Metsälainsäädäntö ja sen ohjeistus sallivat muun muassa varovaiset hakkuut metsälain erityisen tärkeissä elinympäristöissä, mikäli elinympäristöjen ominaispiirteet eivät vaarannu. Järeä, vanha elävä puu sekä kuollut puusto ovat keskeisiä ominaispiirteitä erityisesti pienvesien välittömissä lähiympäristöissä, lehdoissa, rehevissä korvissa ja jyrkänkeiden alusmetsissä, ja pääsääntöisesti myös kaikissa muissa puustoisissa METE-elinympäristötyypeissä (Meriluoto ja Soininen 1998; Kuusinen ym. 2010). Vanhojen metsien, vanhojen puuyksilöiden ja järeän lahopuun väheneminen ovat keskeisiä metsäisten luontotyyppien ja niiden lajien uhanalaistumisen syitä ja tulevaisuuden uhkia (Raunio ym. 2008; Rassi ym. 2010). Vanhojen puiden poimintahakkuut vähentävät näiden tärkeiden ominaispiirteiden syntyä ja kehittymistä, kun luonnollisesta kilpailusta johtuva puuston kuolleisuus esitetään harvennuksilla (esim. Tikkanen ym. 2012). Varovaisetkin hakkuut voivat vaikuttaa kosteaan pienilmastoon, joka esim. jyrkänkeiden alusmetsissä on lajiston kannalta keskeinen ominaispiirre. Valtaosa erityisen tärkeistä elinympäristöistä tulisikin jättää kokonaan metsänkäsittelytoimien ulkopuolelle, jotta niiden ominaispiirteet eivät heikentyisi. Myös Meriluodon ja Soinisen (1998) sekä Saariston ym. (2009) mukaan suositeltava toimintatapa valtaosassa metsälain erityisen tärkeitä elinympäristöjä on jättää ne käsittelemättä.

Elinympäristöjen tunnistaminen ja rajaaminen

Metsälain käytännön soveltamisessa elinympäristöjen tunnistaminen ja rajaaminen on osoittautunut haasteelliseksi, ja tarvetta on edelleen selkiyttää lakia sekä ohjeistaa ja yhtenäistää sen käytännön soveltamista (Fredrikson 2008; Silver ym. 2008; Ruokanen 2008). Eroja on esiintynyt esimerkiksi lehtolaikkujen, purojen ja muiden pienvesien välittömien lähiympäristöjen ja vähäpuustoisten soiden tulkinnassa ja rajaamisessa (Ruokanen 2008). Kaikkia kohteita ei ole tunnistettu ja inventointien laadussa on ollut kehittämistarvetta (Kotiaho ja Selonen 2006; Pykälä 2007a, 2007b; Silver ym. 2008; Timonen 2011). On myös kritisoitu erityisen tärkeiden elinympäristöjen kriteerien soveltamista niin tiukasti luonnontilaisuuden, pienialaisuuden, selvästi erottuvuuden ja alueellisen yleisyyden suhteen, että osa arvokkaista kohteista jää määrittelemättä erityisen tärkeiksi elinympäristöiksi (Pykälä 2007a, 2007b; Juutinen ja Kotiaho 2009, 2011).

Metsälain erityisen tärkeältä elinympäristöltä edellytetään luonnontilaisuutta tai luonnontilaisen kaltaisuutta. Valtioneuvoston asetuksessa metsien

kestävästä hoidosta ja käytöstä (1234/2010) määritellään, että elinympäristöt ovat luonnontilaisia tai luonnontilaisen kaltaisia myös silloin, kun niiden biologisen monimuotoisuuden kannalta olennaiset ominaispiirteet ovat säilyneet ihmisen toiminnasta huolimatta tai elinympäristön käsittelyssä on noudatettu asetuksessa sallittuja hoito- ja käyttötoimenpiteitä. Elinympäristö on voinut myös palautua luonnontilaisen kaltaiseksi, jos aiempi käsittely on ollut vähäistä tai siitä on kulunut riittävän pitkä aika (Meriluoto ja Soininen 1998; Saaristo ym. 2009).

Metsälain 10 §:n elinympäristöksi ei tulisi rajata vain ominaispiirteiltään heikentymättömiä kohteita. On tärkeää, että myös ominaispiirteiltään jossain määrin heikentyneet kohteet voidaan lukea metsälakikohteiksi, sillä keskeiset ominaispiirteet (esim. puuston erirakenteisuus, lahoppuus, eliöstö, vesitalous) voivat palautua ajan myötä.

Puuttomien elinympäristöjen tulkinnessa metsälain erityisen tärkeiksi elinympäristöiksi on tarkistamistarvetta. Tämä koskee esimerkiksi pienvesien välittömiä lähiympäristöjä ja karukkokankaita puuntuotannollisesti vähätuottoisempia elinympäristöjä. Esimerkiksi Ruokanen (2008) toteaa, että vähäpuustoisilla soilla on ollut alueellisia eroja puuttomien soiden tulkinnessa metsälain elinympäristöksi. Meriluoto ja Soininen (1998) ja Saaristo ym. (2009) kuitenkin luettelevat vähäpuustoisiin soihin kuuluviksi myös nevoja, ja myös avoletot on luettu sisältyviksi metsälain elinympäristöön *letot*. Asetuksen määritelmän mukaan pienvesien lähiympäristöllä tarkoitetaan ”vyöhykettä, jonka puusto ja pensasto sekä pysyvän veden läheisyys luovat ympäristöstä poikkeavat kasvuolot ja pienilmaston” (Valtioneuvoston asetus metsien kestävästä hoidosta ja käytöstä; 1234/2010), mikä viittaa puustoiseen elinympäristöön. Kuitenkin arvokkaita lähteitä, puroja ja lampia on myös avoimissa elinympäristöissä kuten avosoilla. Käytettävissä ei ollut koottua tietoa käytännön tulkinnoista avoimien elinympäristöjen suhteen. Olisi tarpeen selkiyttää määrittelyä lain tasolla tulkintojen yhtenäistämiseksi. Myös joutomaiden avoimet ympäristöt tulee tulkita metsälain elinympäristöiksi, koska niiden luonnontilaa voidaan heikentää muutoinkin kuin hakkuilla, esimerkiksi ojituksilla, ajourilla ja metsityksellä.

Erityisen tärkeiden elinympäristöjen edellytetään metsälain 10 §:ssä olevan ympäristöstään selvästi erottuvia. Tällä tarkoitetaan mm. kasvillisuuden, vesitalouden, puuston ja maaston piirteiden erottuvuutta ympäristöstään (Meriluoto ja Soininen 1998; Tulkintasuosituksia metsälain 10 §:n...2009). Luonnossa luontotyypit useimmiten vaihettuvat vähitellen toisiksi ja selvää erottumista on vaikea

objektiivisesti määritellä. Esimerkiksi Juutinen ja Kotiaho (2009, 2011) tulkitsevat, että selvästi erottuvuuden vaatimuksen takia lähteiden välittömiä lähiympäristöjä on jäänyt määrittämättä metsälain erityisen tärkeiksi elinympäristöiksi. Korkeimman hallinto-oikeuden ennakkopäätöksen (KHO 2006:37) mukaan metsälaissa säädetyn ympäristöstään selvästi erottuvuuden edellytyksen on katsottava tarkoittavan erityisen tärkeää elinympäristöä sinänsä. Kohteen rajojen ei tarvitse olla selvästi maastossa havaittavissa. Tämä on elinympäristöjen turvaamisen kannalta perusteltu tulkinta.

Pienialaisuus

Voimassa oleva metsälaki ei rajaa erityisen tärkeitä elinympäristöjä pienialaisiksi. Metsälain perustelujen mukaan (Hallituksen esitys eduskunnalle metsälaiksi...1996) erityisen tärkeät elinympäristöt ovat **yleensä** pienialaisia kohteita. Pinta-alaa on lain perusteluissa tarkemmin määritelty vain kahdella elinympäristöllä: pienet, tavallisesti enintään puolen hehtaarin suuruiset lammet välittömiä lähiympäristöineen sekä tavallisesti alle yhden hehtaarin laajuiset pienet kangasmetsäsaarekkeet ojitamattomilla soilla. Meriluoto ja Soininen (1998) kuvaavat metsälakikohteet yleensä pienialaisiksi, kooltaan muutamasta aarista noin hehtaariin, sillä poikkeukselliset ominaisuudet ja luonnontilaisuuden vaatimus rajoittavat usein kokoa. Pienialaisuus kuvaa elinympäristöjen ekologista luonnetta.

Metsälain käytännön soveltamisessa on kuitenkin muodostunut käytännöksi määritellä metsälakikohteiksi vain pienialaisia elinympäristökuvioita (Kajava ym. 2002; Pykälä 2007a, 2007b; Silver ym. 2008; Fredrikson 2008). METE-kartoituksessa metsälakikohteiden pinta-ala on ollut keskimäärin noin 0,7 ha (Yrjönen 2006; Kai Blauberg, Suomen metsäkeskus, kirj. tiedonanto 26.10.2012). Tila- ja kuviorajat tosin pienentävät keskikokoa keinotekoisesti jossain määrin. Pienialaisuuden tulkinnessa ja metsälakikohteiden rajauksessa on ollut eroja eri metsäkeskuksissa (Fredrikson 2008; Ruokanen 2008).

Pienialaisuuden korostaminen on johtanut siihen, että luontotyyppien ja lajiston kannalta arvokkaita kohteita ja uhanalaisten lajien esiintymiä on jäänyt rajaamatta metsälakikohteiksi (Kajava ym. 2002; Pykälä 2007a, 2007b; Silver ym. 2008; Fredrikson 2008). Laajat kohteet ovat usein monimuotoisempia kuin pienet, ja ne säilyttävät paremmin lajistonsa ja turvattavat ominaispiirteensä. Metapopulaatiodynamiikkatutkimus on osoittanut, että lajien pitkän aikavälin säilymisen kannalta elinympäristölaikuista tärkeimpiä ovat suuret ja hyvin kytkeytyneet laikut (Hanski 2005, 2008). Pieniksi rajatuilla kohteilla lajien populaatiokoot ovat

väistämättä pieniä, jolloin niiden häviämiskahri on suuri. Esimerkiksi uhanalaisten lajien säilyminen liian pieniksi rajatuissa tai hakkuin käsitellyissä metsälakikohteissa on epävarmaa (Hanski 2005, 2008), ja uhanalaisten lajien esiintymien on todettu häviävän tällaisista kohteista (Pykälä 2004; Fedrowitz ym. 2012).

Pienialaiset metsälakikohteet ovat myös alttiimpia reunavaikutukselle, esim. hakkuiden ja muiden maankäytön muutosten vaikutuksille pienilmastoon ja vesitalouteen (Meriluoto ja Soininen 1998; Hanski 2005). Kun elinympäristölaikun koko pienenee, reunavyöhykkeen suhteellinen osuus laikun pinta-alasta kasvaa. On riski, että suuri osa metsälakikohteista menettää ominaispiirteensä reunavaikutuksen takia (mm. Hanski 2005). Timosen (2011) mukaan avainbiotooppien rooli talousmetsien monimuotoisuuden säilyttämiselle voi olla merkittävä osana suurempaa, maisematason suojelualueverkostoa. Itsessään avainbiotoopit voivat hänen mukaansa olla liian pieniä ja liian hajanaisesti esiintyviä pystyäkseen säilyttämään monimuotoisuutta pitkällä tähtäimellä. Avainbiotooppien koolle ei siten tulisi asettaa ylärajaa (Timonen 2011). Alle yhden hehtaarin kokoisia alueita pidetään yleensä riittämättömän kokoisina säilyttämään niillä oleva lajisto (Nelson ja Halpern 2005; Pykälä 2007b). Suoluonnon turvaamiseksi olennaista on säilyttää mahdollisimman ehyitä, vesitaloudellisia kokonaisuuksia (mm. Kaakinen ym. 2008a), koska ahtaasti rajatun elinympäristön ulkopuoliset maankäyttömuutokset heijastuvat herkästi turvattavan kohteen vesitalouteen.

Metsälakikohteiden pienialaisuus heikentää niiden monimuotoisuushyötyjä, ja siksi pienialaisuuden soveltamisesta tulisi luopua ainakin useimmilla metsälain elinympäristöillä. Mikäli pienialaisuuden soveltaminen joissakin elinympäristöissä on alueellisesti perusteltua, harkinnan pienialaisuuden soveltamisesta jollakin maantieteellisillä alueilla tulisi perustua valtakunnalliseen tarkasteluun, jossa otetaan huomioon mm. luontotyyppien uhanalaisuus ja merkitys monimuotoisuudelle. Pienialaisuuden soveltamisesta luopuminen on tärkeää etenkin rehevien korpien, lettojen, rehevien lehtolaikkujen, pienvesien välittömien lähiympäristöjen sekä jyrkänteiden ja niiden alusmetsien monimuotoisuuden turvaamiseksi. Karukkokaikaita puuntuotannollisesti vähätuottoisempiin elinympäristöihin sisältyy hyvin monenlaisia elinympäristöjä, ja tarkempi elinympäristökohtainen harkinta olisi perusteltua.

Alueellinen soveltaminen

Metsälain mukaan valtioneuvoston asetuksella säädetään tarkemmin erityisen tärkeiden elinym-

päristöjen turvaamisen alueellisesta soveltamisesta ottaen huomioon kyseisten elinympäristöjen turvaamisen tarve maan eri osissa. Tarkennuksia alueellisesta soveltamisesta ei ole annettu asetuksella, mutta niitä on jossain määrin soveltamisohjeistuksessa. Meriluodon ja Soinisen (1998) mukaan joillekin alueellisesti yleisinä esiintyville elinympäristöille voidaan käyttää keskimääräistä korkeampia kriteerejä, eli säilyttämismelvoite koskee vain alueellisesti edustavimpia kohteita. Toisaalta jos jokin elinympäristö on harvinainen, voidaan sen osalta noudattaa keskimääräistä alhaisempia kriteerejä, kunhan metsälain mukaiset ominaispiirrekriteerit täyttyvät. Metsäkeskukset ovat laatineet omia ohjeita alueelliseen soveltamiseen.

Elinympäristön alueellisen yleisyyden vaikutus metsälain erityisen tärkeiden elinympäristöjen tulkintaan on keskeistä etenkin letto- ja lehtokeskusten alueilla, joilla esiintyy keskimääräistä enemmän lehtoja sekä lettoja ja muita reheviä soita. Yleisyysperiaatetta on saatettu joutua harkitsemaan myös vähäpuustoisten kitu- ja joutomaiden elinympäristöjen tulkinnoissa (ks. esim. Ruokanen 2008). Alueellinen soveltaminen johtaa kuitenkin siihen, että valtakunnallisessa mittakaavassa arvokkaita kohteita jää turvaamatta. Myös lajisuojelun kannalta alueellisen soveltamisen periaate on ongelmallinen, koska näin ei voida ylläpitää riittävän laajojen ja tarpeeksi lähellä toisiaan olevien elinympäristöjen verkostoa (Rassi ym. 2001; Pykälä 2007b). Samoin kuin pienialaisuuden vaatimuksesta, myös alueellisen yleisyyden huomioon ottamisesta tulisi pääsääntöisesti luopua, mutta elinympäristökohtaisesti voitaisiin valtakunnalliseen tarkasteluun perustuen harkita, onko siihen joissakin tapauksissa perusteita.

Elinympäristökohtaisen tiedon saanti

Metsälain erityisen tärkeiden elinympäristöjen turvaamisesta ja monimuotoisuusvaikutuksista on vaikea saada kokonaiskuva, koska tietoja eri maanomistajaryhmien (yksityiset, yritykset, valtio) metsälakikohteista ei ole yhteismitallisesti tilastoitu.

Myöskään METSO-ohjelmasta ei olemassa olevien tilastojen perusteella pystytä aina selvittämään esimerkiksi luonnonhoidon kohdentumista eri elinympäristöihin tai suojeltujen kohteiden laatua. Tämä koskee esimerkiksi METSO-ohjelman puustoihin soihin ja soiden metsäisiin reunoihin sisältyviä suotyypppejä. Yhtenäistä ja tarkempaa elinympäristökohtaista tilastointia ja sen saatavuutta olisi tarpeen edistää.

Kehittämisehdotus:

- Myös ominaispiirteiltään jossain määrin heikentyneet kohteet luetaan metsälain erityisen tärkeiksi elinympäristöiksi luonnontilaisen kaltaisina kohteina.
- Erityisen tärkeät elinympäristöt jätetään pääsääntöisesti metsätaloustoimien ulkopuolelle. Elinympäristökohtaisesti harkitaan sallitut hoito- ja käyttötoimenpiteet, ja niissä pääpainon tulee olla elinympäristön turvaamista edistävillä hoito- ja /tai ennallistamistoimilla. Metsätalouden ympäristöhoidon periaatteita ja käytäntöjä tarkistetaan jatkuvasti uuden tutkimustiedon pohjalta.
- Ainakin useimmilla metsälain elinympäristöillä luovutaan vallitsevasta käytännöstä edellyttäen metsälakikohteelta pienialaisuutta sekä soveltaa tavallista tiukempia metsälakikohteen valintakriteerejä elinympäristön alueellisen yleisyyden perusteella. Tämä on tärkeää etenkin rehevien korpien, lettojen, rehevien lehtolaikkujen, pienvesien välittömien lähiympäristöjen sekä jyrkänteiden ja niiden alusmetsien monimuotoisuuden turvaamiseksi.
- Selvennetään puuttomien joutomaan elinympäristöjen määrittelyä erityisen tärkeiksi elinympäristöiksi.
- Edistetään erityisen tärkeiden elinympäristöjen yhteismitallista tilastointia ja yhteenvetöjen julkaisua. Kehitetään METSO-tilastointia siten, että elinympäristökohtaista tietoa on saatavilla riittävällä tarkkuudella.

3.4

Pienvesien turvaaminen eri lakien nojalla

Tässä luvussa tarkastellaan pienvesiluontotyyppien turvaamista lainsäädännön keinoin ja näiden keinojen kehittämistarpeita. Pienvesillä tarkoitetaan tässä yhteydessä puroja, noroja, lampia ja lähteitä (mukaan lukien tihkupinnat) sekä maankohoamisen seurauksena merestä kuroutuvia, vielä murtovesivaikutteisia lampia, eli fladoja ja kluuveja.

Pienvesien turvaamisen sääntely tapahtuu usean eri lain turvin. Näistä metsälain säädökset koskevat vain luvussa 3.4.1 esitettyjä sisävesiä. Luvussa tarkastellaan eräitä lakien käytännön soveltamisessa esiin nousseita teemoja luonnontieteellisestä näkökulmasta, mutta varsinaista juridista analyysiä ei ole tehty. Pienvesien suojelua koskevaa juridista tutkimusta on meneillään esimerkiksi Itä-Suomen yliopiston Oikeustieteiden laitoksella (esimerkiksi Lea Halosen tutkimukset).

3.4.1

Purot, norot, lammet ja lähteet

Lähteiköt, norot, purot ja lammet ovat merkittäviä niin luontotyyppien kuin eliöstön monimuotoisuuden kannalta. Etenkin Etelä-Suomessa nämä pienvedet ovat kärsineet voimakkaasti intensiivisen maankäytön aiheuttamista rakenteellisista ja laadullisista muutoksista (mm. Ohtonen ym. 2005; Ilmonen ym. 2008; Juutinen ja Kotiaho 2009), ja samalla useat pienvesistä riippuvaiset lajit ovat uhanalaistuneet (Ilmonen ym. 2008; Rassi ym. 2001; Rassi ym. 2010). Pienvesien turvaamiseksi luonnonsuojelulain säätämisen yhteydessä vesilakiin lisättiin lailla 1105/1996 säädökset eräiden vesiluontotyyppien suojelusta (Hallituksen esitys eduskunnalle luonnonsuojelulainsäädännön... 1996). Samoihin aikoihin lisättiin metsälakiin säädökset erityisen tärkeistä elinympäristöistä (1093/1996), mukaan lukien pienvesien välittömät lähiympäristöt.

Pienvesien tilaa ovat heikentäneet mm. ojitukset ja perkaukset, hakkuut, vedenotto, ajourat ja tiet, pellonraivaus sekä turpeen- ja soranotto. Paitsi pienveden rakenteellista muuttumista, maankäyttö on aiheuttanut muutoksia vesitaloudessa, vedenlaadun heikentymistä sekä pohjien liettymistä ravinne-, humus- ja kiintoainekuormituksen takia. Lainsäädännöllisistä turvaamistoimista huolimatta monet pienvesityypit ovat edelleen uhanalaisia (Ilmonen ym. 2008; Leka ym. 2008).

Pienvesiluontotyyppiä ei käsitellä kokonaisuutena ja kaikki ominaispiirteet kattaen yhden lain alla, vaan sääntely tapahtuu monen eri lain nojalla (vesilaki, metsälaki, ympäristönsuojelulaki, luonnonsuojelulaki, maankäyttö- ja rakennuslaki, maa-aineslaki). Sääntelyn kohteena ovat erikseen uoman tai vesialtaan rakenteelliset tekijät, hydrologia, veden laatu, vesialueen välitön lähiympäristö tai tiettyjen vesieliöläjien turvaaminen.

Vesilaila (587/2011) säännellään vain pienvesien ja vesistöjen fyysistä ja hydrologista muuttamista, eikä se koske pilaamisesta aiheutuvaa veden laadullista muuttamista. Pilaantumista aiheuttavia toimintoja säännellään **ympäristönsuojelulaissa** (86/2000), paitsi ojituksen aiheuttamaa pilaantumista vesilaisissa (Hallituksen esitys eduskunnalle...2009; Ympäristöministeriö 2012b). Vesilaki säätelee toimenpiteitä, jotka muuttavat vesilain 2 luvun 11 §:ssä lueteltujen pienvesien (fladat, kluuvit, lähteet, norot, lammet; ks. luku 2.5.1) uoman tai vesialtaan luonnontilaa. **Metsälain** (1093/1996) 10 §:ssä pienvesiin liittyviä erityisen tärkeitä elinympäristöjä ovat lähteiden, purojen, pysyvän juoksu-uoman muodostamien norojen sekä pienten lampien välittömät lähiympäristöt.



Pohjaveden virtaus, vakaat lämpö- ja kosteusolot ja jatkuva ravinteiden saatavuus luovat suotuisat olosuhteet lähteikköjen omaleimaiselle lajistolle.
Kuva: Seppo Tuominen

Luonnonsuojelulain (1096/1996) tavoitteena on maamme luontotyyppien ja luonnonvaraisten eliölaajien suotuisan suojelutason saavuttaminen ja säilyttäminen. Luonnonsuojelulain säädökset voivat kohdistua myös vesialueille ja koskea vesilain soveltamisalaan kuuluvia toimenpiteitä. Siltä osin, kun näin tapahtuu, on luonnonsuojelulakia ja siihen perustuvaa suojelua noudatettava. Luonnonsuojelulla säädetään esimerkiksi suojelualueiden perustamisesta sekä uhanalaisista lajeista, erityisesti suojeltavien kasvi- ja eläinlajien suojelusta, samoin kuin luontodirektiivin liitteessä IV (a) tarkoitettujen eläinlajien lisääntymis- ja levähdyspaikkojen suojelusta. Luonnonsuojelulla pannaan myös täytäntöön luonto- ja lintudirektiivin velvoitteet ja säädetään mm. Natura 2000-verkoston toimeenpanosta yhteisön tärkeänä pitämien luontotyyppien ja lajien turvaamiseksi.

Luontodirektiivin (Neuvoston direktiivi 92/43/ETY) edellyttämät suojelutoimet kohdistuvat useisiin pienvesityyppeihin. Luontodirektiivin liitteen I luontotyyppisiin sisältyvät mm. pikkujouet ja purot, tunturijouet ja purot, lähteet ja lähdesuot, huurresammallähteet, ja lisäksi useisiin järviluontotyyppisiin sisältyy lampia.

Myös **maankäyttö- ja rakennuslakiin** (132/1999) perustuva alueidenkäytön suunnittelu vaikuttaa merkittävästi erilaisten pienvesien säilymiseen erityisesti yksityiskohtaisessa kaavoituksessa.

Maa-aineslain (555/1981) 3 §:n nojalla säädetään maa-ainesten ottamisen edellytyksistä, joita kunta joutuu tarkastelemaan lupaharkinnassa. Lain mukaan aineksia ei saa ottaa niin, että siitä muun muassa aiheutuu erikoisten luonnonesiintymien tuhoutumista. Lisäksi todetaan, että aineksia ei saa ilman erityistä syytä ottaa vesistön ranta-

vyöhykkeeltä, ellei aluetta ole asemakaavassa tai oikeusvaikutteisessa yleiskaavassa osoitettu tätä tarkoitusta varten. Vesi- ja rantaluontotyyppien, myös pienvesiluonnon kannalta olennaista on, miten ”erikoiset luonnonesiintymät” ja ”rantavyöhyke” määritellään. Erikoisiksi luonnonesiintymiksi maa-aineslupaharkinnassa tulkitaan mm. metsälain ja vesilain turvaamat pienvedet (Ympäristöministeriö 2009). Rajoittavana tekijänä voi olla myös vesistön rantavyöhyke, joka on KHO:n linjausten mukaan liitetty vain vesilain määritelmän mukaisiin vesistöihin (KHO 2006:91), joten maa-ainesten ottamista noron tai lähteen läheisyydessä ei voida tämän lain perusteella estää.

Yleistä vesienhoitoa ohjaavat erityisesti **laki vesienhoidon ja merenhoidon järjestämisestä** (1299/2004) eli vesienhoitolaki ja sen pohjalta annetut asetukset. Vesienhoitolailla ja siihen liittyvillä muilla säädöksillä on pantu täytäntöön EY:n vesipolitiikan puitteiden direktiivi (Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 200/60/EY). Vesipuitteiden keskeisin tavoite on estää vesien tilan heikkeneminen ja saavuttaa pintavesien hyvä ekologinen tila ja pohjavesien hyvä kemiallinen tila vuoteen 2015 mennessä. Tavoitteen saavuttamisen määräaika voidaan tietyin ehdoin pidentää 6 tai 12 vuodella. Vesienhoidon toteuttamiseen liittyvät vesimuodostumien rajaaminen ja tyypittely sekä niiden ekologisen tilan luokittelu (Ympäristöministeriö 2012d). Kullekin maamme seitsemästä vesienhoitoalueesta on laadittu vesienhoitosuunnitelmat, jotka tarkistetaan kuuden vuoden välein. Niissä ja lisäksi toimenpideohjelmissa on kuvattu vesimuodostumilla tarvittavat vesiensuojelu- ja hoitotoimet. Vesipuitteiden velvoitteet koskevat kaikkia vesiä. Käytännössä kuitenkin, pitkälti

resurssisyydestä, vesienhoitolain edellyttämät toimet ovat kohdistuneet pääasiassa yli 5 km² järviin ja valuma-alueeltaan yli 200 km² jokiin. Pienempiä vesiä on toistaiseksi ollut suunnittelun piirissä vähän. Toisella suunnittelukierroksella suunnittelun piiriin tulevat kaikki yli 1 km² järvet ja valuma-alueeltaan yli 100 km² olevat joet (Pilke 2012).

Useassa yhteydessä on kiinnitetty huomiota siihen, että pienvesiä koskevassa lainsäädännössä useaan eri lakiin perustuva sääntely on monimutkaista sekä vaikeasti tulkittavaa, ohjeistettavaa ja valvottavaa (Ohtonen ym. 2005; Similä ym. 2010;

Ympäristövaliokunnan mietintö 2010; Ympäristöministeriö 2011), minkä on katsottu heikentävän pienvesien lainsäädännöllistä turvaa. Pienvesisäännösten soveltamista haittaa myös kootun, yksityiskohtaisen soveltamisohjeistuksen puute. Lainsäädännön toteuttamisen valvonta on myös ollut viranomaisten resurssien puutteessa riittämätöntä, minkä vuoksi myös väärinkäyttöksiin ja ympäristörikoksiin on ollut vaikea puuttua (Arne Wahlgren, Pohjois-Karjalan ELY-keskus, suull. tiedonanto 2012).

3.4.1.1

Vesilaki pienvesien turvaajana



Vesilain mukaan muualla kuin Lapin maakunnan alueella sijaitsevan, enintään yhden hehtaarin kokoisen lammen luonnontilaa ei saa muuttaa. Kuva: Anne Raunio

Uusi vesilaki astui voimaan vuoden 2012 alussa, ja lakiin tehtiin muutoksia, jotka osaltaan voivat edistää pienvesien turvaamista. Pienvesien määritelmää on selkiytetty ja avattu lain perusteluissa, samoin luonnontilaisuuden määrittelyä. Purot eivät ole vesilain 2 luvun 11 §:n mukaan turvattavia pienvesiä, mutta purojen turvaamista on korostettu (3 luku 2 §), ja myös luonnontilaiseksi palautuneita uomia pyritään turvaamaan ojitusten yhteydessä (5 luku 8 §). Ruoppaussäädöksiä on uudistettu, ja muista kuin vähäisistä ojituksista tuli ilmoitusvelvollisuus ELY-keskukselle (5 luku 6 §).

Lain perustelujen mukaan (Hallituksen esitys eduskunnalle...2009) uusien määritelmien myötä osa ennen noroiksi katsotuista uomista on siirtynyt puroja koskevan sääntelyn piiriin, ja osa puroista tulkitaan joiksi. Kuitenkaan tarkkaa tietoa siitä, miten nämä tarkennukset käytännössä heijastuvat

virtavesikohteiden vesilain mukaiseen määrittelyyn ja turvaamiseen ei vielä ole.

Purojen liittämistä vesilain 2 luvun 11 §:n luontotyyppeihin käytiin paljon keskustelua vesilain uudistamisen yhteydessä, mutta lisäämiseen ei päädytty. Purot ovat vesilain järjestelmässä vesistöjä, ja niihin sovelletaan vesilain yleistä luvanvaraisuussäännöstä (3 luku 2 §, Vesitaloushankkeen yleinen luvanvaraisuus). Uudistetun vesilain 3 luvun 2 §:ään on lisätty selvä maininta siitä, että puron uoman luonnontilan vaarantaminen synnyttää aina luvantarpeen. Myös vanhan vesilain muuttamiskielto (1 luku 15 §) mahdollisti tämän tulkinnan, mutta käytännössä säädöstä ei ole näin juurikaan sovellettu mm. puutteellisen valvonnan ja ohjeistuksen vuoksi (Arne Wahlgren, Pohjois-Karjalan ELY-keskus, suull. tiedonanto 2012). Lain perustelujen mukaan (Hallituksen esitys

eduskunnalle...2009) puron luonnontilan arviointia koskevat soveltuvin osin norojen luonnontilan arviointia koskevat periaatteet.

Käytännössä lain antama suoja puroille lienee jossain määrin heikompi kuin noroille. Vesilain 2 luvun 11 § kieltää luonnontilan vaarantamisen (tästä tosin voi hakea poikkeusta). Sen sijaan 3 luvun 2 §:n soveltamistilanteessa käytetään intressivertailua (VL 3:4), jolloin lupaharkinnassa punnitaan hankkeen yleiselle tai yksityiselle edulle saatavia hyötyjä ja yleiselle tai yksityiselle edulle koituvia menetyksiä suhteessa keskenään (Hallituksen esitys eduskunnalle...2009; Pärnäinen 2012). On vaikea ennakoida, minkä painoarvon puroluonto tässä harkinnassa saa.

Luonnontilaisuuden käsite sisältää myös vesilaissa luonnontilan kaltaisen tilan. Vähäiset olennaisiin ominaispiirteisiin vaikuttamattomat muutokset ovat mahdollisia ilman, että luonnontilaa pidetään palautumattomana (Hallituksen esitys eduskunnalle...2009). Luonnontila on voinut myös palautua pitkäaikaisen luonnollisen kehityksen tai ennallistamistoimenpiteiden seurauksena. Lain perustelujen mukaan luonnontilaisuuden käsite vesilaissa vastaa pitkälti sitä, mitä metsälain 10 §:ssä tarkoitetaan luonnontilan kaltaisella tilalla.

Vesilain 2 luvun 11 §:n vesiluontotyyppien suojele rajoittuu lain perustelujen mukaan itse uomaan (Hallituksen esitys eduskunnalle...2009). Korkeimman hallinto-oikeuden ratkaisussa KHO 2006:7 sääntely ulotetaan silloisen vesilain 1 luvun 15a §:n mukaisen pienvesistön reuna- ja vaikutusvyöhykkeeseen, mutta ei sen ulkopuolisiin laajempiin luonnontieteellisiin tai vesitaloudellisiin kokonaisuuksiin, joiden osa vesilain tarkoittama pienvesistö voi olla. Uomaan tulkittavan reuna- ja vaikutusvyöhykkeen leveyttä ei ole tarkemmin ohjeistettu. Lain käytännön soveltamisessa uomaan luettava reunavyöhyke lienee tulkittu melko kapeana (Aarne Wahlgren, Pohjois-Karjalan ELY-keskus, suull. tiedonanto 2012). Tätä laajemmalle, pienveden välittömään lähiympäristöön, ulottuvat metsälain säädökset, mutta myös tämän vyöhykkeen yksiselitteinen määrittäminen on osoittautunut haasteelliseksi (luku 3.4.1.2).

Uudessa vesilaissa ojen kunnossapidon luvanvaraisuutta on selvennetty niin, että luonnontilaisen kaltaisiksi muuttuneiden uomien kunnossapito vaatii luvan samoin perustein kuin uuden ojan tekeminen luonnontilaiseen uomaan (5 luku 8 §). Käytännössä tässä tulevat kysymykseen vain peratut uomat, jotka ovat olleet aikaisemmin noroja tai puroja (Hallituksen esitys eduskunnalle...2006).



Metsälain pienvesisäätely ja metsälain ja vesilain suhde



Pienet virtavedet lähiympäristöineen rikastuttavat metsämaisemaa ja tarjoavat sekä vesi- että maaeliöstölle monenlaisia elinympäristöjä.

Kuva: Seppo Tuominen

Metsälain 10 §:ssä pienvesiin liittyviä erityisen tärkeitä elinympäristöjä ovat lähteiden, purojen, pysyvän juoksu-uoman muodostavien norojen sekä pienten lampien välittömät lähiympäristöt. Metsälain erityisen tärkeiden elinympäristöjen tulee olla luonnontilaisia tai luonnontilaisen kaltaisia ja ympäristöstään selvästi erottuvia, ja elinympäristöjen ominaispiirteiden pitää olla oleellisilta osiltaan säilyneitä. Pienvesiympäristössä vedenlaatu tai virtaussuhteet voivat olla ihmisen toiminnan vuoksi muuttuneet. Metsälain säädökset koskevat vain metsätaloustoimia, toisin kuin vesilaki ja ympäristönsuojelulaki, jotka säätelevät myös muuta maan- ja vesienkäyttöä, jolla voi olla haitallisia ympäristövaikutuksia. Purojen ja norojen välittömät lähiympäristöt on ollut metsälain erityisen tärkeiden elinympäristöjen kartoituksessa pinta-alaltaan toiseksi yleisin elinympäristö (luku 2.2.2).

Metsälain pienvesien välittömien lähiympäristöjen tulkinnassa puron ja joen raja on tulkittu ainakin aiemmin vesilain mukaan (ks. Meriluoto ja Soininen 1998). Ei ole tiedossamme, muuttuuko myös metsälain tulkinta vesilain norojen ja purojen määrittelmän tarkennuksen vuoksi ja miten tämä vaikuttaisi käytännössä.

Vesi- ja metsälaki turvaavat osin eri pienvesiä. Purot eivät ole vesilain 2 luvun 11 §:n suojeltavia pienvesityyppejä, mutta niiden välittömät lähiympäristöt ovat metsälain mukaisia erityisen tärkeitä elinympäristöjä. Myös lampien määrittelyssä on eroa. Vesilaki turvaa alle 1 hehtaarin kokoisia lampia Lapin eteläpuolella, metsälaki taas alle 0,5 hehtaarin lampien välittömiä lähiympäristöjä koko maassa.

Metsälain 10 § sisältää lähteiden, vähäpuustoisten lähteikköjen ja tihkupintojen välittömät lähiympäristöt (Hallituksen esitys eduskunnalle metsälainsäätely...1996). Tihkupinnoilla (hetteikkölähteillä) pohjavesi purkautuu maan pinnalle muodostamatta avolähdettä. Niillä esiintyy arvokasta ja uhanalaista lähteikkölajistoa, joka on riippuvainen maan pinnalle purkautuvien pohjavesien määrästä ja laadusta. Lähdettä ei ole vesilaissa tai sen perusteluissa tarkemmin määritelty eikä ole varmuutta siitä, sisällytetäänkö siihen lain käytännön soveltamisessa aina myös tihkupinnat. Tämä olisi syytä varmistaa lähteen nykyistä selvemmillä määrittelyllä vesilaissa. Lähteiden elinympäristöjen määrittelyä onkin syytä yhtenäistää lainsäädännössä ja kiinnittää niiden turvaamiseen erityistä huomiota lainsäädännön soveltamisessa.

Sekä metsä- että vesilaki mahdollistavat jossain määrin ihmisen toiminnan heikentämien (luonnontilaisen kaltaisten) pienvesien turvaamisen (Meriluoto ja Soininen 1998; Hallituksen esitys eduskunnalle...2009). Pienvesien turvaamisen kannalta on olennaisen tärkeää, ettei lainsäädännössä ja sen soveltamisessa olla luonnontilan vaatimuksen suhteen liian tiukkoja (Ohtonen ym. 2005; Ilmonen ym. 2008; Juutinen ja Kotiaho 2009, 2011). Täysin luonnontilaisia pienvesiä ei ole varsinkaan maan etelä- ja keskiosissa juuri jäljellä. Toisaalta maastossa näkyvät luonnontilan muutokset eivät välttämättä ole vielä heijastuneet voimakkaasti eliöstöön, ja eliöstön koostumuksen muutokset ovat myös palautuvia, mikäli tähän annetaan mahdollisuus.

Tutkimuksissa on todettu, ettei lähdelajisto ole aina hävinnyt ihmistoiminnan heikentämistä lähteiköistä, ja että lajiston palautumista tapahtuu myös luontaisesti ajan kuluessa (Juutinen ja Kotiaho 2009; Juutinen ym. 2010; Ilmonen ym. 2010; Ilmonen ym. 2012). Siksi ensisijainen keino lähteikköjen turvaamiseksi tulee Juutisen ja Ilmosen (2012) mukaan olla kaikkien luonnontilaisten ja luonnontilaisen kaltaisten, mutta myös heikentyneiden, arvokasta lähdelajistoa ylläpitävien lähteikköjen suojelu. Tärkeää on myös turvata laajemat, useita eri lähteitä ja tihkupintoja muodostavat lähteikkökokonaisuudet, vaikka niissä olisikin luonnontilaltaan heikentyneitä osia (Juutinen ja Kotiaho 2011). Sama koskee myös erilaisten pienvesien (esim. lähteet, norot, purot) muodostamia kokonaisuuksia.

Juutinen ja Kotiaho (2009, 2011) kiinnittävät huomiota metsälaissa olevaan vaatimukseen erityisen tärkeän elinympäristön ”selvästi erottuvuudesta” (10 §), mikä ei esimerkiksi lähteiköillä aina toteudu (ks. myös luku 3.3.2). Metsälaissa lähteen välitön lähiympäristö määritellään puuston ja pensaskerros perusteella. Lähteisyys näkyy kuitenkin selkeämmin kenttä- ja varsinkin pohjakerroksessa. Erityisesti tihkupintoja, joilla ei ole avovesipintaa, voi olla vaikeampi erottaa maastossa. Juutinen ja Kotiaho (2009) kiinnittävätkin huomiota siihen, että metsälain erityisen tärkeiden elinympäristöjen METE-kartoituksessa tunnistettujen tihkupintojen osuus on ollut pieni. Kuitenkin uhanalaisten lähteikkölajien ja lajiston monimuotoisuuden kannalta ne ovat merkittäviä.

Metsäasetuksen (1234/2010) mukaan välittömällä lähiympäristöllä tarkoitetaan vyöhykettä, jonka puusto ja pensaskerros sekä pysyvän veden läheisyys luovat ympäristöstä poikkeavat kasvuolot ja pienilmaston. Käytännössä on usein vaikeata rajata, mihin vaikutus ulottuu, ja lain tulkitsijoiden keskuudessa on ollut useita näkemyksiä siitä, miten leveä lähiympäristö olisi lain mukainen (Fredrikson 2008). Säilytettävien metsäluonnon ominaispiirteiden ohella välittömäksi lähiympäristöksi määritettävän vyöhykkeen leveydellä ja sillä, mitä metsänhoitotoimenpiteitä siellä saa tehdä, on suuri merkitys paitsi metsäluonnon monimuotoisuuden turvaamisen kannalta, myös pienveden eliöstön ja luontoarvojen säilyttämisen kannalta. Lähiympäristössä tehdyt hakkuut, maanmuokkaukset, ojitukset ja lannoitukset voivat muuttaa pienveden vesitaloutta, veden laatua ja pienilmastoa eliöstölle haitallisesti. Metsälain käytännön soveltamisessa elinympäristöjen rajaaminen on osoittautunut vaikeaksi tehtäväksi lain tulkinnanvaraisuuden takia (Fredrikson 2008). Elinympäristöjen havaitsemisessa ja tunnistami-

nessa ja ominaispiirteiden huomioon ottamisessa metsätaloustoimissa on havaittu olevan puutteita, ja kohteiden laatu on monin paikoin heikentynyt (Kajava ym. 2002; Ohtonen ym. 2005; Pykälä 2007b; Fredrikson 2008; Juutinen ja Kotiaho 2009, 2011).

Metsälain soveltamisohjeistuksen mukaan suosituksena on, että valon puolelle rajattava välitön lähiympäristö on vähintään puuston keskipituuden levyinen, ja varjon puolella se voi olla tätä kapeampi (Tulkintasuosituksia metsälain 10§:n...2009). Eräät tutkijat ovat kiinnittäneet huomiota siihen, että välitön lähiympäristö on usein rajattu ekologiselta kannalta liian kapeana. Kajavan ym. (2002) tutkimuksen mukaan purojen ja norojen metsälakikohteilla Lounais-Suomessa suojavyöhykkeen leveys näyttäisi hakkuissa olevan varsin yleisesti 5–10 metriä molemmin puolin puroa, mitä tutkijat pitävät eräänlaisena ”kulissina”. Lisäksi poimintahakkuut oli yleensä hyväksytty metsälakikohteen sisällä, eikä kohteiden avainbio-tooppiluonnetta läheskään aina ole riittävällä tavalla otettu huomioon hakkuissa (Kajava ym. 2002; Ohtonen ym. 2005). Kajavan ym. (2002) mukaan perusteltu turvattava lähiympäristö olisi vähintään 20–30 metriä puron molemmin puolin. Selosen ja Kotiahon (2006) tutkimuksessa puronvarsilla, joiden suojavyöhyke oli keskimäärin 23 metriä, lajisto oli sulkeutuneen metsän ja kosteampien paikkojen lajistoa. Turvattavan lähiympäristön leveyden vaikutuksia pienvesieliöstöön ei meillä ole toistaiseksi erikseen tutkittu, joten mitään tieteellisesti pätevää suositusta lähiympäristön leveydestä on tällä hetkellä vaikeata antaa, ja lisää tutkimusta aiheesta tarvittaisiin.

Tärkeää olisi ohjeistaa nykyistä selkeämmin tilanteet, joissa uoma tai allas on muuttunut, mutta välitön lähiympäristö säilynyt tai päinvastoin. Soveltamista pitäisi viedä nykyistä enemmän siihen suuntaan, että luonnontilaisen tai luonnontilaisen kaltaisen uoman lähiympäristön metsissä vällettään hakkuita ja maanmuokkauksia, vaikka lähiympäristön puustoa olisi aikaisemmin käsitelty (metsän muutokset ovat palautuvia). Tämä saattaisi edellyttää lain tai asetuksen sanamuotojen tarkistamista, mutta paljolti olisi ilmeisesti kysymys myös pelkästään lain soveltamisen ohjeistuksesta.

Kehittämisehdotus:

- Ohjataan pienvesien suojelua edistävien lakien (vesilaki, metsälaki, luonnonsuojelulaki, ympäristönsuojelulaki, maankäyttö- ja rakennuslaki, maa-aineslaki) soveltamista siten, että vesiluontotyypit otetaan huomioon kokonaisuutena (koko luontotyypiesiintymä rantoineen ja lähiympäristöineen, luontotyypikkonaisuuksien turvaaminen). Kiinnitetään

erityistä huomiota myös ominaispiirteiltään heikentyneiden kohteiden turvaamiseen sekä maankäyttöön pienvesien lähiympäristössä. Väljennetään selvästi erottuvuuden vaatimusta. Siltä osin, kun tilanteen parantaminen ei onnistu pelkästään soveltamisohjeistuksella, tarkistetaan lainsäädäntöä.

- Tuotetaan ohjeistusta ja koulutusta pienvesiä koskevan lainsäädännön tulkinnoista ympäristö- ja metsäammattilaisille, metsänomistajille ja laajemmin kansalaisille.

- Yhtenäistetään ja tarkennetaan lainsäädännöllä turvattavien pienvesien luetteloita ja määritelmiä (purot, alle 1 ha lammet, tihkupintojen sisältyminen lähteisiin).
- Edistetään tutkimusta pienvesien eliöstön ja ominaispiirteiden turvaamisen vaikuttavuudesta ja tarkistetaan lainsäädäntöä uusien tietojen pohjalta.
- Edistetään pienvesien huomioon ottamista vesienhoitolain edellyttämässä vesienhoidon suunnittelussa ja toimenpideohjelmien toteutuksessa.

3.4.2

Fladat ja kluuvit



Enintään 10 hehtaarin kluuvijärvet ovat vesilain nojalla turvattuja.

Kuva: Anne Raunio

Vesilain 2 luvun 11 §:n 1 momentissa kielletään luonnontilaisten, enintään kymmenen hehtaarin suuruisien fladojen ja kluuvijärvien luonnontilan vaarantaminen. Lupaviranomainen voi yksittäistapauksessa myöntää hakemuksesta poikkeuksen kiellosta, mikäli kyseisen luontotyypin suojelutavoitteet eivät huomattavasti vaarannu. Säädöksen toimivuudesta ja vaikuttavuudesta ei kuitenkaan ole selkeää käsitystä, koska fladojen ja kluuvien esiintymisestä tai niiden muuttamiseen haetuista ja myönnettyistä poikkeusluvista ei ole koottua tietoa. Vesilain uudistamisen yhteydessä fladojen ja kluuvien muuttamiskieltoon ei tullut käytännön muutoksia (Ympäristöministeriö 2012b). Uusitun lain perusteluissa (Hallituksen esitys eduskunnalle...2009) todetaan, että ”fladat ja kluuvijärvet ovat selkeäpiirteisiä kohteita, eikä näiden kohteiden

suojelun alueellisen ulottuvuuden suhteen oikeuskäytännön perusteella ole esiintynyt sanottavia ongelmia”.

Luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnissa fladat arvioitiin vaarantuneiksi (VU) ja kluuvit erittäin uhanalaisiksi (EN) (Kekäläinen ym. 2008). Uhanalaisuusarviointia tehtäessä arvioitiin, että fladoja ja kluuveja olisi Suomessa ja Ruotsissa yhteensä 19 000 hehtaaria, joista Suomessa 13 000 hehtaaria. Näistä vain osa on vesilain tarkoittamia luonnontilaisia alle kymmenen hehtaarin kohteita. Fladat ja kluuvijärvet muodostavat Suomelle ehdotetun vastuuluontotyyppin ”maankohoamirannikon flada-kluuvi -kehityssarjat” (Raunio ym. 2008). Fladat ja kluuvijärvet sisältyvät luontodirektiivin yhteisön tärkeänä pitämään luontotyyppiin *rannikon laguunit* (Neuvoston direktiivi 92/43/



Fladojen esiasteiden turvaaminen varmistaisi luontaisen flada–kluuvi -kehityssarjojen säilymistä.
Kuva: Niina Kurikka

ETY, liite I). Rannikon laguunien suojelutaso Suomessa on ”epäsuotuisa–riittämätön–heikkenevä” (Ympäristöhallinto 2009).

Luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnin (Kekäläinen ym. 2008) mukaan fladoja ja kluuveja on ruopattu laajasti, ja sisäsaaristossa ja mannerrannikolla uhat ovat suurempia kuin ulkosaaristossa. Merenkurkun alueelta arvioitiin, että fladoista ja kluuveista olisi luonnontilaisia enää vain 10 %. Ruoppauksessa poistetaan ruoppausalueen pohjan eliöyhteisöt, pohjan syvyys ja laatu muuttuvat, ja sedimenttimassan sisältämää hienoainesta sekä haitta-aineita ja ravinteita leviää ympäristöön (Holm ym. 2012).

Fladojen meriyhteyttä ylläpidetään keinotekoisesti veneilyn ja loma-asutuksen tarpeita varten sekä kalojen kutunousun mahdollistamiseksi. Kynnyksen poistaminen fladan suulta johtaa sen ominaispiirteiden katoamiseen ja estää luontaisen kehityksen kluuvijärveksi, mistä johtuen kluuvit ovat fladoja harvinaisempia. Sekä fladojen että kluuvien määrän arvioidaan vähentyneen jopa puoleen. (Kekäläinen ym. 2008)

Mataluutensa, suojaisuutensa ja vähäisen vedenvaihdon takia fladat ovat herkkiä rehevöitymään (Wallström ym. 2000), ja erityisesti meriyhteyden menettäneet kluuvit ovat herkkiä ympäröiviltä alueilta tulevalle kuormitukselle. Moottorivene-liikenne fladassa tuhoaa kasvillisuutta ja synnyttää turbulensseja, mikä aiheuttaa hienon aineksen ja ravinteiden irtoamista pohjasta ja siten veden samentumista. Ympäristön metsänhakuut, ojitukset sekä maatalous aiheuttavat muutoksia sekä ravinne- että vesitaloudessa. Rehevöitymisen myötä

luonteenomainen kasvillisuus kärsii. Fladoissa rihmalevät tulevat vallitseviksi. Rehevöitymisen seurauksena myös putkilokasvituotanto kiihtyy ja vesialueet umpeutuvat, minkä vaikutukset näkyvät hyvin selvästi kluuveissa. Vesiensuojelutoimenpiteet ovat alkaneet vaikuttaa veden laatuun, mutta muutokset ovat hitaita. (Kekäläinen ym. 2008)

Kirjallisten lähteiden lisäksi tätä raporttia varten haastateltiin neljän rannikon ELY-keskuksen luonnonsuojeluviranomaisia fladojen ja kluuvijärvien suojelusta vesilain nojalla. ELY-keskusten asiantuntijat pitivät vesilakia toimivana menetelmänä fladojen ja kluuvijärvien suojelussa siltä osin, että kohteet ovat lain mukaan turvattuja ilman rajauspäätöstä toisin kuin luonnonsuojelulain 29 §:n luontotyyppien kohteet. Merkittävä ongelma kuitenkin on, että koska aktiivista valvontaa ja seuranta ei ole, kohteiden heikentämisestä voi tapahtua ilman että viranomaiset ovat siitä tietoisia. Tarvittavia lupia ei myöskään osata aina hakea, koska vesilakia ja sen luontotyyppisäädöksiä ei tunneta riittävän hyvin. Vesilain mukaista lupaa edellyttäviä hankkeita tuleekin toisinaan viranomaisten tietoon jotakin muuta kautta kuin vesilain mukaisten lupahakemusten tai ilmoitusten myötä.

Keskeisenä ongelmana vesilain soveltamisessa nähtiin fladojen ja kluuvijärvien ja niiden luonnontilaisuuden tarkemman määrittelyn ja ohjeistuksen puute, mistä johtuen arveltiin olevan myös alueellisia tulkintaeroja. Fladojen ja kluuvijärvien vaihtelu eri ominaisuuksien suhteen on varsin suurta. Luonnonsuojelulain perustelujen (Hallituksen esitys eduskunnalle luonnonsuojelulainsäädännön...1996) viittauksissa vesilakiin kuvataan, että

fladat ovat maankohoamisen vuoksi merestä irti kuroutuvia matalahkoja lahtia, joita kapea salmi vielä yhdistää mereen ja jotka ajan myötä kuroutuvat lopullisesti irti merestä kluuvijärveksi, joilla on ajoittain, korkean veden aikaan, yhteys mereen. Prosessin aikana eristyksiin joutuvan vesialueen suolapitoisuus laskee. Käytännössä fladat erotetaan muista lahdista fladan ja muun merialueen välisen kynnyksen perusteella, mutta tämä määritelmä puuttuu sekä vesilaista että luonnonsuojelulain perusteluista.

Luonnonsuojelulain perustelujen (Hallituksen esitys eduskunnalle luonnonsuojelulainsäädännön... 1996) mukaan täysin luonnontilaisia fladoja ja kluuvijärviä on varsin vähän, lähinnä Lounais-Suomessa ja Vaasan–Kokkolan seuduilla. Luonnontilan arvioinnissa ELY-keskusten asiantuntijat pitivät keskeisenä altaan luonnontilaa ja erityisesti sitä, onko kynnys olemassa vai ruopattu. Tulkinnanvaraisuutta ja epävarmuutta koettiin siinä, miten esimerkiksi ojitukset, maatalouden vesistökuormitus tai vapaa-ajan asutus tulisi ottaa huomioon luonnontilan arvioinnissa ja mitä kohteilla ja niiden ympäristössä voi tehdä ilman, että luonnontila heikkenee tai menetetään. Ongelmallisena nähtiin myös se, että vesilain muuttamiskielto koskee vain vesiallasta, mutta vesiluontotyypin luonnontilan ja lajiston kannalta ympäristön maankäyttö voi olla hyvin haitallista. Vesilain tarkoitettujen kohteiden tunnistamisen ja luonnontilan määrittämisen tueksi sekä tulkintojen ja käytäntöjen yhtenäistämiseksi kaivattiin ohjeistusta ja koulutusta lupaviranomaisille ja ELY-keskuksille.

Sydänoja (2008) ehdottaa Saaristomeren ja Selkämeren fladaselvityksessä fladojen määrittämisen tarkentamista: *”Vesilain tarkoittamalla luonnontilaisella fladalla tarkoitetaan merestä kynnyksen erottamaa luonnontilasta, enintään kymmenen hehtaarin suuruista vesialuetta, joka keskimäärin vähintään joka toinen vuosi jää muusta merialueesta erilleen matalan veden aikaan. Kynnyksen syvyys teoreettisesta keski vedenkorkeudesta on noin puoli metriä tai vähemmän. Luonnontilalla tarkoitetaan, ettei fladan tilaa ja sen kehittymistä kluuvijärveksi ole ihmistoiminnan vaikutuksesta olennaisesti muutettu. Ihmistoiminnalla tarkoitetaan toimintaa, joka vaikuttaa fladan eliöstöön, kasvillisuuteen tai vedenlaatuun ja se voi kohdistua vesialueeseen, rantavyöhykkeeseen tai erityistapauksessa myös valuma-alueeseen.”* Ehdotettu määritelmä osoittaa niitä tekijöitä, joita olisi syytä täsmentää lain tulkittamisen helpottamiseksi ja yhtenäistämiseksi, mutta ehdotuksen kriteerit ovat tiukkoja ja osin vaikeasti todennettavissa ja valuma-alueen osalta vesilain ulottumattomissa. Vedenlaadun kriteereiden ei pitäisi olla kovin korkeita, koska muutokset veden laadussa eivät ole pysyviä. On

myös huomattava, ettei vesilaki edellytä täyttä luonnontilaisuutta, vaan luonnontilaisuuden käsite sisältää myös vesilaisissa luonnontilan kaltaisen tilan (Hallituksen esitys eduskunnalle...2009).

Sydänojan (2008) mukaan esimerkiksi Varsinais-Suomen ELY-keskukseen tulee vuosittain 250–300 vesilain mukaista ruoppausilmoitusta, joista osa todennäköisesti koskettaa fladoiksi luokiteltavia vesialueita. Vuosina 2004–2005 tehtiin 35 rannikkokunnan alueella yhteensä 1 045 ruoppausilmoitusta (Numminen 2012). Ruoppausilmoituksen yhteydessä ELY-keskuksen on tarkastettava, onko kohde vesilain suojaamaa luontotyyppiä, jolloin ruoppaukseen tarvitaan poikkeuslupa aluehallintovirastosta (AVI). Fladojen ja kluuvijärvien tunnistaminen pelkän karttatarkastelun avulla on vaikeaa (Sydänoja 2008; Esko Gustafsson, Varsinais-Suomen ELY-keskus, kirj. tiedonanto 10.10.2012).

Luonnontilaisten fladojen ja kluuvien määrästä ja sijainnista ei ole kattavaa paikkatietoaineistoa, mikä heikentää lain vaikuttavuutta, koska ELY-keskusten mahdollisuudet tehdä maastotarkistuksia kohteille, joista on tehty ruoppausilmoitus, ovat hyvin rajalliset. Toistaiseksi vain joiltakin alueilta on selvitetty tarkemmin fladojen ja kluuvijärvien esiintymistä. Varsinais-Suomen ELY-keskuksen alueelta Saaristomereltä ja Selkämereltä on tehty selvitys, joka perustuu peruskarttatarkasteluun ja lupaavimpien kohteiden maastoinventointiin (Sydänoja 2008; Numminen 1999). Merenkurkusta on olemassa selvitys 1990-luvulta (Rinkineva ja Molander 1997), ja Metsähallitus on myöhemmin inventoinut Merenkurkun saariston maailmanperintöalueen alueen fladat (Leena Rinkineva-Kantola, Länsi-Suomen ELY-keskus, kirj. tiedonanto 17.10.2012). Tammisaaren ja Hangon alueen fladoista ja kluuvijärvistä on tehty perusteellinen, osittain seurantaan perustuva tutkimus (Munsterhjelm 2005).

Luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnin yhteydessä arvioitiin, että fladojen yleisin kokoluokka on 3–10 hehtaaria ja keskimäärin yhdeksän hehtaaria. Kluuvijärvet ovat keskimäärin hieman pienempiä. ELY-keskusten haastatellut asiantuntijat arvioivat, että kymmenen hehtaarin kokoraja sisältää suurimman osan luonnontilaisista kohteista, mutta arvokkaimmat luonnontilaiset kohteet ovat tätä suurempia, mikä heikentää merkittävästi vesilain vaikuttavuutta flada- ja kluuviluonnon suojelussa. Eteläisessä Suomessa suurin osa suuremmista fladoista ja kluuvijärvistä on todennäköisesti jo menettänyt luonnontilansa, ja harvat luonnontilaiset kohteet lienevät monimuotoisuudeltaan hyvin arvokkaita. Niistä useimmat saattavat kuulua luonnonsuojelualueisiin ja Natura 2000 -alueisiin,

mutta pidettiin hyvin tärkeänä suojelun ulkopuolisten kohteiden turvaamista ennen kuin niiden luonnontila menetetään. Haastatteluissa esitettiin myös tulkinta, että yli kymmenen hehtaarin fladojen ja kluuvijärvien muuttaminen edellyttää vesilain mukaista lupaa 3 luvun 2 §:n yleisen luvanvaraisuuden perusteella, jolloin toiminta katsotaan 1 momentin 2 kohdan mukaiseksi luonnon ja sen toiminnan vahingolliseksi muuttamiseksi ja/ tai se 9 kohdan mukaisesti loukkaa aiemmin laissa mainittuun verrattavalla tavalla yleistä etua.

Fladojen ja kluuvijärvien turvaamisen pitkän aikavälin ongelma on, että fladojen esiasteet eivät kuulu vesilain fladamääritelmään ja flada-kluuvi-kehityssarjojen luontainen sukessiokehitys on siten mahdollista vain suojelualueilla (Kekäläinen ym. 2008). Koska maankohoaminen on etenevä prosessi, tämä johtaa fladojen ja kluuvijärvien määrän vähenemiseen. Esimerkiksi fladojen kurotumisprosessin nopeus vaihtelee paikallisesti, mutta se on geologisesti katsoen nopea, ja ihmisiän aikana ehtii tapahtua suuria muutoksia (Munsterhjelm 2001). Yksi keino turvata fladojen esiasteita olisi lisätä ne vesilain 2 luvun 11 §:ään, mutta myös nykyisellään fladojen esiasteiden muuttamisen voidaan tulkita edellyttävän lupaa vesilain 3 luvun 2 §:n perusteella samalla tavalla kuin edellä esitettiin yli 10 hehtaarin kohteiden kohdalla.

Tätä hanketta varten ei tehty oikeustapausselvitystä fladojen ja kluuvien suojelusta. Sydänojan (2008) mukaan fladojen suojeluun liittyviä korkeimman hallinto-oikeuden ennakkopäätöksiä on hyvin vähän. Rauman edustalta on yksi päätös, jolla suojeltiin flada, jonka neljästä suuaukosta yksi oli ruopattu syvemmäksi (KHO 3684/1/03). Toinen päätös on Vaasan edustalta, jossa suunniteltiin tiepenkereen rakentamista toisen suuaukon yli fladaksi tulkittavassa salmessa. Korkein hallinto-oikeus hylkäsi hankkeen, koska sen katsottiin vaa-

rantavan fladan luonnontilan (KHO 4393/3/99). Hiittisten saaristossa KHO ei antanut jälkikäteen haettua lupaa tehdylle ruoppaukselle, ja kohde määrättiin ennallistettavaksi sakon uhalla (Esko Gustafsson, Varsinais-Suomen ELY-keskus, kirj. tiedonanto 10.10.2012).

Kehittämisehdotus:

- Fladat ja kluuvijärvet ja niiden luonnontilaisuus määritellään tarkemmin sekä ohjeistetaan vesilain 2 luvun 11 §:n tulkintaa ja soveltamista. Määrittelyn ja lain soveltamisen tueksi ja yhtenäistämiseksi järjestetään koulutusta.
- Vesilain tarkoittamien fladojen ja kluuvijärvien esiintymiä selvitetään kattavasti ja tiedot kootaan paikkatietojärjestelmään. Tähän tarkoitukseen voisi sopia ympäristöhallinnon yhteiskäyttöinen SALT-tietojärjestelmä, jos sen yhteiskäyttöisyyttä laajennetaan muihin alueidenkäytön ja -suunnittelun toimijoihin (kuten aluehallintovirastot).
- Selvitetään yli kymmenen hehtaarin fladojen ja kluuvijärvien esiintyminen ja suojelutilanne. Selvityksen perusteella tehdään ehdotus siitä, mikä olisi paras tapa edistää yli kymmenen hehtaarin kohteiden suojelua. Yksi keino olisi vahvistaa tulkintaa, jonka mukaan niiden luonnontilan vaarantaminen edellyttää lupaa vesilain 3 luvun 2 §:n perusteella.
- Selvitetään, miten luonnontilaiset fladojen esiasteet voitaisiin kirjata vesilain 2 luvun 11 §:ään tai voidaanko luontainen sukessiokehitys fladojen esiasteista kluuvijärviksi turvata muilla keinoin, kuten vahvistamalla tulkintaa, jonka mukaan niiden luonnontilan vaarantaminen edellyttää lupaa vesilain 3 luvun 2 §:n perusteella.



Kuva: Manuel Deinhardt



Kuva: Terhi Ryttäri

4 Luontotyyppiluetteloiden täydennystarpeet luonnonsuojelu-, metsä- ja vesilaissa

4.1

Tarkasteluun valitut luontotyypit

Muun muassa luontotyyppien uhanalaisuustarkastelun perusteella voidaan arvioida, että nykyisten luonnonsuojelu-, metsä- ja vesilakien suojeleamat luontotyypit ovat olleet oikein valittuja, luonnon monimuotoisuuden kannalta merkittäviä luontotyyppisiä, jotka tarvitsevat turvaamistoimia. Kysymyksiä on kuitenkin herännyt siitä, onko luontotyyppijoukko riittävä luonnon monimuotoisuuden turvaamisen kannalta, ja toisaalta siitä, kuinka paljon sitä on perusteltua laajentaa tilanteessa, jossa voimavarojen riittävyys luontotyyppisuojeleluun on ollut ennestäänkin koetuksella.

Tässä luvussa tarkasteltaviksi on valittu tiettyjä luontotyyppisiä, jotka sopisivat lisättäviksi luonnonsuojelu-, metsä- tai vesilaissa turvattaviin elinympäristöihin. Valinnan perusteena on ollut, että luontotyypit ovat uhanalaisia ja niiden uhkatekijät ovat sellaisia, että niihin voidaan tehokkaimmin vaikuttaa kyseisellä lainsäädännöllä. Valitut luontotyypit soveltuisivat myös esiintymisensä koon osalta turvattaviksi nykyisen kaltaisella lainsäädännöllä. Selvästi laajempina esiintyviä tai uhkatekijöiltään moninaisempia luontotyyppisiä ei ole tarkasteltu tässä luvussa, vaan esimerkkejä niistä on esitelty luvussa 5.

Lakisääteisen luontotyyppisuojelelun kehittäminen nähdään yhtenä keinona parantaa uhanalaisten luontotyyppien tilaa, muttei suinkaan ainoana. Uusien luontotyyppien lakisääteiselle turvaamiselle voitaisiin jossain määrin kehittää myös vaihtoehtoisia keinoja tai tehostaa olemassa olevien keinojen, esimerkiksi METSO-ohjelman tai talousmetsien luonnonhoidon käyttöä, kunhan toiminnan laajuus ja vaikuttavuus luontotyyppien turvaamisessa tehostuisi olennaisesti nykyiseen verrattuna. Esimerkiksi METSO-ohjelman vaikuttavuus paranisi, jos tehostettaisiin harvinaisten METSO-elinympäristöjen etsintää ja säilyttämiskeinojen täsmämarkkinointia maanomistajille sekä laajennettaisiin METSO-keinojen käyttöä myös muihin kuin puustoihin elinympäristöihin.

Luonnonsuojelulainsäädännön arviointia varten tehdyssä kyselyssä yli puolet vastaajista oli sitä mieltä, että suojeltujen luontotyyppien joukkoa tulisi laajentaa (Similä ym. 2010). Vastaajista 20 % oli tästä eri mieltä ja runsaat 20 % ei ottanut asiaan selkeää kantaa. Useiden vastaajien mukaan täydennyksiä luontotyyppiluetteloon pitäisi tehdä luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnin tulosten perusteella. Moni vastaaja myös itse ehdotti luetteloon lisättäviä luontotyyppisiä. Mm. seuraavia luontotyyppisiä ehdotettiin:

- korvet
- letot (etenkin koivuletot) ja yleensä ravinteiset suotyypit
- eri perinnebiotoopit, esim. kedot, nummet, kangaskedot, tuoret ja kosteat niityt, sisävesien rantaniityt, hakamaat ja metsälaitumet
- kalkkikalliot ja kalkkikalliokedot
- uhanalaisimmat kallioluontotyyppit
- harjujen paahderinteet
- karukkokankaat
- tulvametsät
- vanhat luonnontilaisen kaltaiset metsät
- rehevimät lehdot
- lähteiköt
- purot
- pienvesikohteiden ympäristöt
- luontaisesti runsasravinteiset vesistöt
- uhanalaisimmat ja suhteellisen pienialaisina esiintyvät metsä- ja suoluontotyyppit.

Muutamit kyselyssä ehdotetut luontotyyppit ovat nykyisin metsä- tai vesilain nojalla säilytettäviä elinympäristöjä, mistä vastaajat ovat taustastaan päätellen olleet tietoisia. Tämän perusteella voidaan arvioida, ettei kyseisten luontotyyppien säilyminen metsä- ja vesilakien avulla ole ollut vastaajien mielestä tyydyttävää.

Kyselyssä ehdotetut uudet luontotyyppit ovat pääosin harvinaisia ja suhteellisen pienialaisia

kuten lakiin aiemminkin sisältyneet luontotyyppit. Mukaan on ehdotettu myös perinnebiotooppeja, joiden hoitokysymykset vaatisivat ratkaisemista pelkän suojelelun lisäksi. Kyselyssä ehdotettujen luontotyyppien luetteloa on käytetty muiden lähteiden ja taustatietojen ohella valittaessa potentiaalisia uusia lakisääteisesti turvattavia luontotyyppisiä. Luontotyyppien lainsäädännöllisen turvaamisen tarpeita on tuotu esiin mm. Toimintasuunnitelmassa luontotyyppien tilan parantamiseksi (Ympäristöministeriö 2011) sekä Ehdotuksessa soiden ja turvemaiden kestävä ja vastuullisen käytön ja suojelelun kansalliseksi strategiaksi (Soiden ja turvemaiden kansallista strategiaa valmistellut työryhmä 2011) ja valtioneuvoston periaatepäätöksessä soiden ja turvemaiden kestävästä ja vastuullisesta käytöstä ja suojelelusta (Valtioneuvosto 2012a).

Tässä luvussa tarkastellaan lakisääteisen suojelelun potentiaalisina kohteina 14 uhanalaista luontotyyppiä soiden, metsien, kallioiden, tunturien ja vedenalaisten meriluontotyyppien ryhmistä. Tässä luvussa käsiteltävillä luontotyypeillä lakisääteinen suojelele nähdään ensisijaisesti ehdotettavana turvaamiskeinona, kun taas luvussa 5.2.3 tarkastellaan karukkokankaata, joiden vähien jäljellä olevien luonnontilaisten ja luonnontilaisen kaltaisten esiintymien lakisääteinen turvaaminen enemmänkin täydentäisi muita keinoja. Lähtökohtana tässä luvussa esitettävissä kehittämisehdotuksissa on, ettei kaikkia luontotyyppien turvaamistarpeita ole perusteltua hoitaa nykyisen luonnonsuojelelun, metsä- tai vesilain mukaisella luontotyyppisuojelelulla, koska se olisi hallinnollisesti raskasta eikä kannustaisi muunlaisten, elinympäristöjen kytkeytyneisyyden ja hoitotarpeen sekä maanomistajien vapaaehtoisten suojelelunvalmiuksien paremmin huomioon ottavien keinojen kehittämiseen.

Jotta lainsäädäntömuutosten taloudellisia, sosiaalisia ja ekologisia vaikutuksia voidaan arvioida, uusista lakisääteisen suojelelun piiriin ehdotettavista luontotyypeistä tarvitaan mahdollisimman kattava tietopohja. Kustakin tässä luvussa esiteltävästä luontotyypistä on laadittu erillinen tietolomake liitteeseen 2. Lomakkeille on kerätty tietoa luontotyypin määrittelystä, uhanalaisuudesta, uhanalaistumisen syistä, keskeisistä ominaispiirteistä luonnontilaisella kohteella (tavoitetila), levinneisyydestä, pinta-alasta, yhtymäkohdista hallinnollisiin luokitteluihin, METSO-ohjelman valintaperusteisiin, metsäsertifioinnin kriteereihin ja metsänhoitosuosituksiin, suojelelutilanteesta, hoito- ja ennallistamistarpeesta, ehdotettavista suojelelutilanteen parannuskeinoista sekä yhtymäkohdista lajisuojeleluun. Lomakkeisiin sisältyy myös luontotyypin biologinen kuvaus. Seuraavissa alaluvuissa esitetään tiivistelmä kustakin luontotyypistä.

Sekä seuraavissa tiivistelmissä että liitteen 2 lomakkeilla on esitetty tietoa luontotyyppien esiintymisestä Metsähallituksen mailla. Tiedot perustuvat Metsähallituksen luontotyyppi-inventointiin, jonka tulokset on tallennettu SutiGIS-kuviotietojärjestelmään. Järjestelmästä on tätä työtä varten tehty hakuja luontotyyppien pinta-alatietojen saamiseksi. Metsähallituksen luontopalveluiden mailla tai alueilla tarkoitetaan Metsähallituksen luontopalveluiden hallinnassa olevia valtion maita. Näitä ovat mm. luonnonsuojelulain perusteella suojellut alueet, luonnonsuojeluohjelmien kohteet, erämaa-alueet ja muut ns. julkisten hallintotehtävien alueet. Nämä alueet eivät ole metsätalouden tai muun taloudellisen toiminnan piirissä. Metsähallituksen metsätalouden alueet ovat valtion maita, joilla harjoitetaan metsätaloutta. Metsähallituksen luontopalveluiden hallinnassa olevista maa-alueista luontotyypit ovat inventoimatta vielä noin 190 000 hehtaarilla, pääosin Lapissa ja Kainuussa. Metsätalouden maiden Natura 2000 -alueiden maa-alasta luontotyyppi-inventointi puuttuu vielä vajaalta 13 000 hehtaarilta. (Elisa Pääkkö, Metsähallitus, kirj. tiedonanto 2.11.2012)



Mustikkakorvet ovat tärkeitä elinympäristöjä monille lahopuulajeille. Kuva: Hannu Nousiainen

4.2

Suot

4.2.1

Aitokorvet

Luonnontilaiset korvet ovat merkittäviä lajistollisen monimuotoisuuden keskittymiä boreaalisessa luonnossa. Korville tyypillinen pienipiirteinen kosteusvaihtelu, pitkä metsällinen jatkumo, puuston eri-ikäisrakenne, lahoppujatkumo ja kostea pienilmasto selittävät niiden lajistollista monimuotoisuutta (Aapala 2001a).

Rehevien korprien harvinaistuminen ja uhanalaistuminen on tiedostettu jo pitkään (Ruuhijärvi 1978; Heikkilä 1993). Vuonna 2008 julkaistu Suomen luontotyyppien uhanalaisuuden arviointi osoitti kuitenkin, että rehevien korprien ohella myös karummat korvet, aitokorvet (mustikka-, metsäkorte-, puolukka- ja muurainkorvet) ovat uhanalaistuneet (Kaakinen ym. 2008 a, 2008b; liite 2/1). Kaikkein uhanalaisimpia, erittäin uhanalaisia (EN), ovat aitokorprien alatyypeistä metsäkortekorvet. Suomella on katsottu olevan erityinen kansainvälinen vastuu aitokorprien turvaamisesta, koska kuusen vallitsemat varpuvaltaiset korvet painottuvat esiintymisessään Fennoskandiaan (Raunio ym. 2008). Tarve tehostaa korprien turvaamista Lounais-Lapissa on noussut esille myös suo- ja

turvemaiden strategiatyössä. Ehdotuksessa soiden ja turvemaiden kestävä ja vastuullinen käytön ja suojelun kansalliseksi strategiaksi (Suo- ja turvemaiden strategiaa valmistellut työryhmä 2011) todetaan, että metsälain kokonaisuudistuksen yhteydessä tulee harkita tiettyjen korpityyppien (esimerkiksi kangaskorvet, aitokorvet ja nevakorvet) sisällyttämistä metsälain 10 §:ään.

Viljavina ja ohutturpeisina suotyyppeinä aitokorvet ovat olleet jo metsänojitustoiminnan alusta lähtien suosittuja ojituskohteita. Niitä on myös raihattu jo varhain viljelykseen, ja myös muu maankäyttö, kuten rakentaminen, purojen perkaukset ja turpeenotto ovat vähentäneet niitä. Valtakunnan metsien inventoinnin tilastojen mukaan (Ilvessalo 1957; Metsäntutkimuslaitos 2009a) ojittamattomien aitokorprien määrä on vähentynyt VMI3:n (1951–1953) ja VMI10:n (2005–2008) välillä koko maassa 73 %. VMI10-tulosten mukaan aitokorprien pinta-ala (koko maassa 160 000 ha) on pienempi kuin rehevien korprien (lehtokorvet, ruohokorvet) pinta-ala (195 000 ha; Metsäntutkimuslaitos 2009a).

Ojittamattomienkin aitokorprien ominaispiirteitä ovat heikentäneet hakkuut ja maanmuokkaukset, ja vesitaloutta ja pienilmastoa on voinut heikentää esiintymän ulkopuolinen maankäyttö. Erityisen huolestuttava tilanne on Etelä-Suomessa. Pohjois-Suomessa aitokorvet ovat säilyneet paremmin, ja esiintymisen painopiste onkin siir-

tynyt pohjoiseen, lähinnä Peräpohjolaan, vaikka aitokorpien luontainen esiintymisen painopiste on ollut Etelä-Suomessa.

Korpien yleinen suojelutilanne etenkin Lapin eteläpuolella on heikko, vain muutamia prosentteja ojittamattomien ja ojitettujen korpien kokonaisalasta (Metsäntutkimuslaitos 2009a; Soiden ja turvemaiden kansallista strategiaa valmistellut työryhmä 2011). Ojittamattomista aitokorvista on VMI10-tulosten mukaan Lapin läänin eteläpuolella suojeltu noin 10 % ja Lapissa 25 %.

Valtionmailla korpien suojeluun ja ohjaamiseen pois aktiivisten metsätaloustoimien piiristä on kiinnitetty viime vuosina erityistä huomiota METSO-alueella, ja jäljellä olevien korpien suojelutilanne valtionmailla onkin Metsähallituksen selvityksen mukaan nykyisin hyvä (Hallman 2012). Yksityismailla aitokorpien ojituksia ja metsätaloustoimia pyritään ohjaamaan metsäsertifioinnin ja metsänhoitosuosituksen avulla (Ruotsalainen 2007; Suomen PEFC-standardi 2009a, 2009b). Laajimmin käytössä olevan PEFC-metsäsertifioinnin kriteerien mukaan ojittamattomat korvet ovat luonnonsuojellisesti arvokkaita elinympäristöjä, jotka tulisi jättää ojittamatta. Korpien puustoa voidaan kuitenkin käsitellä harvennus- ja väljennyshakkuin sekä yksittäisiä puita poistamalla. Turvattavalla kohteella edellytetään esiintyvän lahoppuuta ja kuollutta puustoa vähintään 20 m³/ha, mikä on suuri määrä siihen nähden, että etenkin Etelä-Suomessa lahoppuuta on korvissa nykyisin vähän. VMI9-tulosten mukaan lahoppuuta on ojittamattomissa aitokorvissa keskimäärin alle 10 m³/ha (Metsäntutkimuslaitos 2005). Lisäksi turvattavien korpikuvioiden koko, enintään 1 ha, ei takaa vesitaloudellisesti yhtenäisten laajempien korpikuvioiden turvaamista.

On tarpeen tehostaa aitokorpien turvaamista sekä metsälainsäädännön keinoin (lukeminen erityisen tärkeäksi elinympäristöksi), METSO-ohjelman ja käynnistyneen soidensuojelun täydennysohjelman avulla että metsätalouden ohjeistusta kehittämällä. Erityishuomion kohteena tulee olla aitokorvista harvinaisimmat metsäkortekorvet, mutta myös muut aitokorpien alatyypit tarvitsevat tehostettua turvaa. Myös aiemmin hakkuun kohteena olleet ojittamattomat korvet tulisi turvata aiempaa paremmin ja metsäsuunnittelun yhteydessä kiinnittää huomiota mahdollisuuksiin ennallistaa suojellisesti arvokkaita kohteita. Pelkkä rajatun korpialueen säilyttäminen koskemattomana ei ole riittävä taie luontotyyppin säilymiselle, vaan huomiota on kiinnitettävä myös rajauksen ulkopuolella tehdyn maankäytön vaikutuksiin vesitalouteen ja pienilmastoon.

Aitokorvista koottua tietoa on laajemmin liitteessä 2/1.

Kehittämisehdotus:

- Aitokorvet luetaan metsälain erityisen tärkeäksi elinympäristöksi. Vesitalous huomiota ottaen turvataan riittävän laaja-alaisia kokonaisuuksia, ja myös kuvioon rajautuvat kangaskorvet rajataan mukaan turvattavaan kuvioon. Hyväksytään metsälain erityisen tärkeäksi elinympäristöksi myös ominaispiirteiltään heikentyneitä korpia, esimerkiksi kohteita, joilla on vanhoja ojituksia tai yksittäisiä oja, joilla ei ole merkittävää vaikutusta suon vesitalouteen, sekä puustoltaan luonnontilaisen kaltaisia kohteita, joilla on tehty poiminta- tai harvennushakkuuta. Metsätaloustoimilla ei heikennetä korven keskeisiä ominaispiirteitä (vesitalous, pienilmasto, puustorakenne).
- Edistetään laajempien korpikuvioiden (kaikki korpi- ja nevakorpityypit) ja hydrologisten suokokonaisuuksien turvaamista METSO-ohjelman keinoin sekä soidensuojelun täydennysohjelmassa.
- Metsätalouden suunnittelussa ja ohjeistuksessa kiinnitetään erityistä huomiota korpien turvaamiseen. Metsäsuunnittelussa kiinnitetään huomiota mahdollisuuksiin ennallistaa monimuotoisuuden turvaamisen kannalta arvokkaita korpikohteita (esimerkiksi METSO-luonnonhoidon lisääminen).

4.2.2

Nevakorvet

Nevakorpiin on kohdistunut suuria ojitus- ja rai-vauspaineita etenkin hemi-, etelä- ja keskiboreaalissa vyöhykkeessä, koska muiden korpityyppien tapaan ne ovat viljavia ja ojitettuina usein metsänkasvatuskelpoisia. Luontotyyppien uhanalaisuuden arvioinnissa kaikki erotetut nevakorpien alatyypit (sarakorvet, juolasarakorvet ja tupasvillakorvet) arvioitiin joko uhanalaisiksi tai silmälläpidettäviksi (Kaakinen ym. 2008a, 2008b; liite 2/2). Juolasarakorvet ja tupasvillakorvet arvioitiin erittäin uhanalaisiksi koko maassa ja Etelä-Suomessa. VMI10-tulosten mukaan nevakorpien pinta-ala on koko maassa 109 000 ha (Metsäntutkimuslaitos 2009a). VMI-tilastojen mukaan (Ilvessalo 1957; Metsäntutkimuslaitos 2009a) ojittamattomien nevakorpien vähenemä koko maassa 1950-luvulta lähtien on ollut 57 %. Ojittamattomista nevakorvista on VMI10-tulosten mukaan suojeltu Lapin läänin eteläpuolella noin 15 % ja Lapissa 40 %.

Yksityismaiden ja valtionmaiden metsänhoitosuosituksissa, metsäsertifioinnissa sekä METSO-ohjelmassa nevakorpiä koskevat mitä ilmeisimmin pitkälti samat ohjeet ja suositukset kuin



Sarakorvet eteläsuomalaisen keidassuon laiteella ovat harvoin säilyneet näin luonnontilaisena.

Kuva: Olli Autio

aitokorpia (ks. luku 4.2.1). Jäljellä olevia, usein pienialaisia nevakorpia uhkaavat kuitenkin edelleen mm. metsätaloustoimenpiteiden sekä vanhojen ojitusten ja kunnostusojitusten vaikutukset. Kunnostusojitusten yhteydessä aiemmin säästyneitä pirstaleita voi tulla ojitetuiksi tai säilyneet korven ominaispiirteet voivat heikentyä etävaikutusten takia. Ojittamattomia nevakorpia saatetaan myös edelleen käsitellä hakkuin ja maanmuokkauksin, varsinkin jos ne ovat runsaspuustoisia ja niitä on jo aiemmin hakkuin käsitelty.

Nykyinen metsälaki ja asetus metsien kestävästä hoidosta ja käytöstä mahdollistaisivat periaatteessa sen tulkinnan, että ainakin osa luonnontilaisista tai luonnontilaisen kaltaisista nevakorvista luettaisiin erityisen tärkeään elinympäristöön *karukkokankaita vähätuottoisemmat vähäpuustoiset suot* (ks. myös Silver ym. 2008). Valtaosa nevakorvista on jouto- ja kitumaan soita. Saraisten ja ruohoisten jouto- ja kitumaan soiden tulkinta tähän metsälain elinympäristöön on kuitenkin epäselvä paitsi käytännössä, myös metsälain elinympäristöjen tulkintaan liittyvässä ohjeistuksessa (Päivänen 2001; Meriluoto ja Soinen 1998; Silver ym. 2008; ks. liite 2/2 ja luku 3.3.1.5). Lounais-Suomen metsäkeskuksessa nevakorvet määritettiin vuonna 1997 erillisellä metsäkeskuksen ohjekirjeellä metsälakikohteiksi (Silver 1997). On siis mahdollista, että tulkinnassa metsälain elinympäristöksi on ollut metsäkeskuskohtaisia eroja.

Nevakorpien turvaamista voidaan tehostaa samoin keinoin kuin aitokorpien: lainsäädäntöä kehittämällä, suojelua tehostamalla ja metsänhoito-ohjeistuksen keinoin. Ehdotuksessa soiden ja turvemaiden kestävä ja vastuullinen käytön

ja suojelun kansalliseksi strategiaksi (Soiden ja turvemaiden kansallista strategiaa valmistellut työryhmä 2011) nevakorvet mainitaan yhtenä uhanalaistuneista suoluontotyypeistä, joiden säilyttämistä metsälain 10 §:n erityisen tärkeisiin elinympäristöihin tulee harkita metsälain kokonaisuudistuksen yhteydessä. Nevakorvet olisi syytä lukea metsälain erityisen tärkeiksi elinympäristöiksi ensisijaisesti omana elinympäristöryhmään tulkiten mukaan myös pienialaista laajemmat ja ominaispiirteiltään jossain määrin heikentyneet kohteet. Nevakorpien turvaamista edesauttaisi myös metsälain *vähäpuustoisten soiden* nykyistä selkeämpi tulkinta kattamaan myös kaikki suursaraiset ja ruohoiset jouto- ja kitumaan suot, mutta tämä jättäisi ulkopuolelle metsämaan nevakorvet, joita myös jossain määrin esiintyy.

Nevakorvista koottua tietoa on laajemmin liitteessä 2/2.

Kehittämisehdotus:

- Nevakorvet luetaan metsälain erityisen tärkeäksi elinympäristöksi. Vesitalous huomioon ottaen turvataan riittävän laaja-alaisia kokonaisuuksia, ja myös kuvioon rajautuvat kangaskorvet rajataan mukaan turvattavaan kuvioon. Hyväksytään metsälain erityisen tärkeäksi elinympäristöksi myös ominaispiirteiltään heikentyneitä nevakorpia, esimerkiksi kohteita, joilla on vanhoja ojituksia tai yksittäisiä ojia, joilla ei ole merkittävää vaikutusta suon vesitalouteen, sekä puustoltaan luonnontilaisen kaltaisia kohteita, joilla on tehty poiminta- tai harvennushakkuita. Metsätaloustoimilla ei heikennetä nevakor-

ven keskeisiä ominaispiirteitä (vesitalous, pienilmasto, puustorakenne).

- Edistetään laajempien korpikuvioiden (kaikki korpi- ja nevakorpityypit) ja hydrologisten suokokonaisuuksien turvaamista METSO-ohjelman keinoin sekä soidensuojelun täydennysohjelmassa.
- Metsätalouden suunnittelussa ja ohjeistuksessa kiinnitetään erityistä huomiota korprien (ml. nevakorvet) turvaamiseen. Metsäsuunnittelussa kiinnitetään huomiota mahdollisuuksiin ennallistaa suojelullisesti arvokkaita korpikohteita (esimerkiksi METSO-luonnonhoidon lisääminen).

4.3

Metsät

4.3.1

Harjumetsien valorinteet

Harjumetsien valorinteet poikkeavat monin tavoin tavanomaisista kangasmetsistä ja tarjoavat elinympäristön näille paikoille erikoistuneelle ns. paahdelajistolle. Luontotyyppiin luetaan harjumetsien kaakon-lännenpuoleiset valorinteet kaikine kasvillisuustyypeineen ylärinteiden männyn vallitsemista kuivista kangasmetsistä alarinteiden tuoreisiin lehtoihin. Luontotyypin turvaamisessa tiukka suojelu ei ole tarpeen tai edes paras vaihtoehto, vaan harjumetsien puustoa voidaan hyödyntää, kunhan luontotyypin keskeiset ominaispiirteet

säilytetään ja heikentyneillä kohteilla niitä parannetaan oikeanlaisen hoidon avulla.

Harjumetsien valorinteiden keskeisiä rakenteen ja toiminnan ominaispiirteitä ovat muun muassa aukkoinen puustorakenne ja kivennäismaapaljas-tumien esiintyminen, äärevä pienilmasto, nopea eloperäisen aineksen hajoaminen, rinteen kaltevuuden aiheuttama pintamaan vyöryminen sekä palon tai vastaavan häiriön ajoittainen esiintyminen.

Harjumetsien valorinteiden tila on heikentynyt huomattavasti ja luontotyyppi on arvioitu koko maassa vaarantuneeksi (VU). Valorinteille luonteenomaiset kuivat lehdot on arvioitu koko maassa erittäin uhanalaisiksi (EN), tuoreet keskiravinteiset lehdot vaarantuneiksi (VU) ja tuoreet runsasravinteiset lehdot äärimmäisen uhanalaisiksi (CR) (Tonteri ym. 2008b).

Harjumetsien valorinteet sisältyvät luontodirektiivin luontotyyppiin (Neuvoston direktiivi 92/43/ETY, liite I), *harjumetsät*, ja alarinteiden tuoreet lehdot voidaan lukea luontodirektiivin luontotyyppiin *lehdot*. Luontodirektiivi edellyttää edistämään toimenpiteitä, joilla luontotyyppien suotuisa suojelutaso voitaisiin saavuttaa. Tällä hetkellä harjumetsien suojelutaso on Suomen boreaalaisella alueella ”epäsuotuisa-huono-heikkenevä” ja lehtojen suojelutaso ”epäsuotuisa-riittämätön” (Ympäristöhallinto 2009).

Harjumetsien valorinteet ovat merkittäviä monien uhanalaisten lajien elinympäristöinä. Lajit ovat sopeutuneet luontotyypin kuiviin ja paahteisiin olosuhteisiin sekä olosuhteiden voimakkaaseen vaihteluun. Suurin osa näistä lajeista on hyönteisiä, mutta joukossa on myös paljon kasveja. Monet



Harjumetsien valorinteillä puuston harvennus parantaa harjulajien elinympäristöä ja avaa maisemaa.
Kuva: Terhi Rytteri



Tiheän puuston alla sammaliko vähitellen tukahduttaa harjulajiston.
Kuva: Anne Raunio

yleisemmätkin harjukasvit, kuten ahokissankäpälä (*Antennaria dioica*) ja kangasajuruoho (*Thymus serpyllum*) ovat taantuneet selvästi. Näiden kasvilajien merkitystä lisää se, että monet paahdeympäristöjen hyönteislajeista ovat erikoistuneet käyttämään toukkavaiheessa ravintokasvinaan vain yhtä kasvilajia, useat niistä juuri ahokissankäpälää tai kangasajuruoho. Monet hyönteiset vaativat lisäksi paljasta hiekkaa, johon kaivautua. Myös kaatuneet puut ovat pienilmastoltaan äärevillä harjujen valorinteilla tärkeitä levähdys- ja paistattelupaikkoja lentäville hyönteisille. (liite 2/3; Hyvärinen 2011a)

Luontotyyppin esiintymiä on hävinnyt muun muassa rakentamisen ja soranoton seurauksena. Harjumetsien valorinteita on jäänyt teiden, asuin- ja teollisuusalueiden sekä lentokenttien alle. Maa-ainesta on käytetty rakentamisen tarpeisiin. Harjumetsien valorinteiden pinta-alasta voidaan tehdä vain yleispiirteisiä arvioita, joiden mukaan valorinteita on koko maassa noin 20 000 hehtaaria, josta lajistollisesti merkittäviä kohteita on noin 1 000–2 000 hehtaaria (ks. liite 2/3).

Palontorjunnan tehostamisen myötä harjumetsien valorinteiden laatu on heikentynyt metsäpalojen vähennyttyä. Metsäpalot ylläpitivät paisterinteille tyypillistä avoimuutta, puustorakennetta ja lajistoa. Luontotyyppin laatua on heikentänyt myös metsätalous, sillä harjumetsiä on hyödynnetty samalla tavoin kuin tavanomaisia kangasmetsiä. Uudistusalojen heinittyminen ja tiheän taimikkovaiheen varjostus vaikuttavat haitallisesti kilpailukyvyltään heikkoon harjukasvilajistoon. Heinittymistä on lisännyt ilmasta tuleva rehevöittävä laskeuma, joka hyödyttää rehevien kasvupaikkojen lajeja. Luontotyyppiä uhkaavat edelleen samat

tekijät, jotka ovat johtaneet sen uhanalaistumiseen. Umpeenkasvua voidaan pitää luontotyyppin suurimpana yksittäisenä uhkana (liite 2/3). Luontotyyppin esiintymillä on erittäin suuri ennallistamis- ja hoitotarve (mm. Kittamaa ym. 2009).

Harjumetsien valorinteet ovat yksi METSO-ohjelmalla turvattava elinympäristö, *harjujen paahdeympäristöt*. Ohjelman tavoitteena on turvata paahdeympäristöjä luonnonsuojelulla 360 hehtaaria, josta on vuoden 2011 lopussa toteutunut 25 hehtaaria, sekä Kemeran ympäristötuella ja luonnonhoitohankkein 200 hehtaaria, josta on toteutunut 48 hehtaaria (liite2/3).

Huolimatta talousmetsien hyvän metsänhoidon suosituksista ja metsäsertifiointista, joissa harjumetsien valorinteet on tunnistettu arvokkaana elinympäristönä ja luontokohteena, metsätaloustoimet ovat edelleen harjumetsien valorinteiden uhkana. Tiheä puusto ja sen aiheuttama varjostus ja karikkeen määrän lisääntyminen johtavat valorinteiden pohjakerroksen sulkeutumiseen ja kuntaantumiseen, mikä puolestaan vaikuttaa haitallisesti harjulajistoon. Myös uudistusalojen heinittyminen on haitallista harjulajistolle. Heinittymistä ja muuta umpeenkasvua lisää ilmasta tuleva rehevöittävä typpilaskeuma. Toisaalta kohtuullisen kokoiset uudistusalat, taimikonhoito ja muu avoimuutta lisäävä toiminta, kuten ajourat, kulkureitit ja rajalinjat ovat paahteisuutta ja kivennäismaapaljastumia vaativalle lajistolle eduksi.

On tarpeen tehostaa harjumetsien valorinteiden turvaamista lukemalla luontotyyppi metsälain erityisen tärkeäksi elinympäristöksi, jota hoidetaan sen keskeisiä ominaispiirteitä säilyttäen ja lisäten. Erityishuomiota ansaitsevat valorinteet, joilla on

jäljellä arvokasta paahdelajistoa. Jo muuttuneiden kohteiden tilaa tulee parantaa hoitamalla ja ennallistamalla. Varjostavan puuston poisto on valorinteiden hoidossa kiireellisintä (Tukia ja Similä 2011; liite 2/3). Hoitotoimina tarpeellisia ovat myös kivennäismaan paljastaminen sekä tulen vaikutusten palauttaminen esimerkiksi luonnonhoidollisin kulotuksin ja ennallistamispoltoin.

Harjumetsien valorinteistä koottua tietoa on laajemmin liitteessä 2/3.

Kehittämisehdotus:

- Harjumetsien valorinteet luetaan metsälain erityisen tärkeäksi elinympäristöksi. Kohteita hoidetaan niiden ominaispiirteet säilyttäen ja palauttaen. Luontotyyppin avoimuutta ja paahteisuutta ylläpidetään ja lisätään talousmetsien luonnonhoidon keinoin, ja erityisesti lajistollisesti arvokkaiden valorinteiden paahdelajien menestyminen turvataan. Heikentyneiden kohteiden keskeiset ominaispiirteet palautetaan ennallistamalla ja hoidolla.
- Maa-aineslain mukaisia ottolupia ei myönnetä luontotyyppin kohteille.
- Harjujen valorinteiden suojelua ja luonnonhoitoa tehostetaan METSO-ohjelmassa. Lajistollisesti arvokkaat valorinteet turvataan osana METSON harjujen paahteympäristöjen suojelutavoitetta.

4.3.2

Dyynimetsät



Dyynimetsissä harva puusto ja paljaat maalaikut mahdollistavat paahdelajien esiintymisen.

Kuva: Anne Raunio

Dyynimetsät ovat geologisesti ja biologisesti omaleimaisia, avaria ja valoisia metsiä, joiden pääpuulaji on useimmiten mänty. Luontotyyppiin luetaan sekä rannikon metsäiset dyynit että sisämaan dyynimetsät (liite 2/4). Dyynimetsien turvaamisessa olennaista on luontotyyppin ominaispiirteiden säilyttäminen tai palauttaminen, mikä ei tarkoita puuston käsittelystä kokonaan luopumista, kunhan hakkuut tehdään ominaispiirteet huomioon ottaen. Tärkeitä ominaispiirteitä ovat dyynimuotojen eheys ja pysyvyys, järeiden puiden ja kuolleiden

puuaineksen esiintyminen, valorinteiden avoimuus, kasvillisuuden aukkoisuus ja paljaan hiekan laikkujen esiintyminen. Paahteisilla rinteillä esiintyy arvokasta hyönteis- ja kasvilajistoa.

Sekä rannikon että sisämaan dyynimetsät on arvioitu koko maassa uhanalaisiksi, vaarantuneiksi (VU) luontotyypeiksi (Kekäläinen ym. 2008; Tonteri ym. 2008b). Rannikon dyynimetsät sisältyvät luontodirektiivin luontotyyppiin (Neuvoston direktiivi 92/43/ETY, liite I), *metsäiset dyynit*. Luontodirektiivi edellyttää edistämään toimenpiteitä, joilla luon-

totyyppin suotuisa suojelutaso voitaisiin saavuttaa. Tällä hetkellä metsäisten dyynien suojelutaso on "epäsuotuisa-huono" (Ympäristöhallinto 2009).

Dyynimetsien pinta-alasta ei ole tarkkaa tietoa, mutta karkean pinta-ala-arvion mukaan dyynimetsiä on koko maassa alle 50 000 ha (liite 2/4). Pinta-ala-arviossa dyynimetsät on tulkittu melko laajasti, ja arviossa on mukana myös dyynien välisiä deflaatioalueita (Mäkinen ym. 2011; TUURA 2012).

Etenkin rannikolla metsäisten dyynien pinta-ala on vähentynyt rakentamisen, erityisesti loma-asuntojen ja lomakyläien rakentamisen vuoksi. Lisääntyneen matkailun ja virkistyskäytön seurauksena myös maaston ja dyynimuotojen kuluminen on lisääntynyt. Metsätalous ja metsäpalojen torjunta ovat muuttaneet puuston rakennetta, ja metsäkoneet ja muu maastoajo ovat hävittäneet dyynimuotoja. Kulumisen vuoksi dyynien eroosio voi lisääntyä. Kulot ovat aiemmin karuunnuttaneet dyynimetsiä, ja kulojen loppuminen näkyy pintakasvillisuuden runsastumisena ja kivennäismaapaljastumien sulkeutumisena (Tonteri ym. 2008b).

Dyynimetsiä uhkaavat edelleen samat tekijät, jotka ovat johtaneet niiden uhanalaistumiseen. Metsätaloustoimien seurauksena puuston luonnontilaisuus vähenee ja metsäkoneiden liikkuminen voi kuluttaa dyynimuotoja. Rannikon dyynimetsiä uhkaa erityisesti rakentaminen ja virkistyskäyttö ja sen kautta lisääntyvä kuluminen. Yleinen rehevöitymiskehitys aiheuttaa dyynimetsien kuivien kasvupaikkatyyppien tuoreutumista. Hiekanotto voi uhata osaa dyynimetsistä, etenkin harjujen, deltojen ja lajittuneiden reunamuodostumien pinnalla olevia tuuli- ja rantakerrostumia, joita käytetään yleisesti otettaessa maa-aineksia alla olevasta lajittuneesta muodostumasta (Mäkinen ym. 2011). Hiekanotto kotitarpeiksi voi myös paikallisesti tuhota tai heikentää luontotyyppin esiintymiä.

Talouksmetsien metsänhoitosuosituksat ja met-säsertifiointi (Tapio 2006a; Suomen PEFC-standardi 2009a, 2009b) eivät ole ottaneet huomioon dyynimetsien erityisluonnetta. FSC-sertifioinnin (Suomen FSC-standardi 2011), jossa dyynimetsät on tunnustettu arvokkaana ympäristönä, toistaiseksi vähäisen käytön vuoksi on vaikea arvioida sen vaikuttavuutta dyynimetsien turvaamisessa.

On tarpeen tehostaa dyynimetsien turvaamista metsälainsäädännön keinoin lukemalla luontotyyppi metsälain erityisen tärkeäksi elinympäristöksi. Luontotyyppin puustoa voidaan hyödyntää, kunhan keskeiset ominaispiirteet säilytetään ja jo heikentyneillä kohteilla niitä parannetaan. Erityishuomiota ansaitsevat dyynimetsien paahderinteet, jotka ovat harvinaistuneen ja uhanalaistuneen ns. paahdelajiston elinympäristöjä. Paahdelajistolle niin ikään tärkeitä harjumetsien valorinteitä eh-

dotetaan myös metsälain erityisen tärkeäksi elinympäristöksi (luku 4.3.1, liite 2/3).

Erityisesti rannikon metsäisiä dyynejä uhkaavaa rakentamista tulisi ohjata maankäytön suunnittelulla ja kaavoituksella siten, että luontotyyppin esiintymät eivät heikkene.

Dyynimetsistä koottua tietoa on laajemmin liitteessä 2/4.

Kehittämisehdotus:

- Dyynimetsät luetaan metsälain erityisen tärkeäksi elinympäristöksi. Kohteita hoidetaan niiden ominaispiirteet säilyttäen. Dyynimetsien avoimuutta ylläpidetään talouksmetsien luonnonhoidon keinoin, ja erityisesti arvokaiden paahderinteiden paahdelajien menestyminen turvataan. Luontotyyppin geomorfologian eli ehjien dyynimuotojen säilyminen turvataan kaikissa toimenpiteissä.
- Maa-aineslain mukaisia ottolupia ei myönnetä luontotyyppin kohteille.
- Luonnontilaisia tai luonnontilaisen kaltaisia dyynimetsiä turvataan nykyistä tehokkaammin METSO-ohjelman keinoin.
- Rakentamista ohjataan siten, että luontotyyppin kohteet eivät tuhoudu tai niiden laatu ei heikkene.

4.3.3

Ultraemäksisen maapohjan metsät

Ultraemäksisen maapohjan metsät ovat syntyneet ohuella maapeitteisillä ultraemäksisillä kallioidella tai tällaisesta kalliosta rapautuneella maalla. Luontotyyppiin kuuluu kasvillisuustyyppiltään ja puustoltaan erilaisia, toistaiseksi huonosti tunnettuja metsiä ohuella maapeitteisistä soraikoista lievästi soistuneisiin alueisiin (liite 2/5). Tyypillisesti luontotyyppi on havupuu-, useimmiten mäntyvaltainen ja melko harvapuustoinen. Luontotyyppin esiintymät voivat poiketa toisistaan huomattavasti myös maan eri osien välillä Etelä-Suomen rehevistä kuusivaltaisista metsiköistä Lapin lähes puutto-miin, kuiviin soraikkokankaisiin. Kasvillisuudessa tavataan ultraemäksiselle alustalle tyypillisiä ns. serpentiinikasveja. Luontotyyppiin luetaan kuuluviksi myös ultraemäksisen maapohjan puuttomat ja vähäpuustoiset kangasmaat.

Rajanveto ultraemäksisen maapohjan metsien ja serpentiinikallioiden ja -soraikoiden (luku 4.4.2, liite 2/8) välillä on liukuva, sillä jälkimmäiseen luetaan myös kallioiden ja kalliometsien mosaiikki. Välittömästi toistensa läheisyydessä esiintyessään ultraemäksisen kallio- ja maaperän vaikuttamia luontotyyppijä onkin syytä tarkastella ja turvata kokonaisuutena.



Ultraemäksisen maapohjan metsät voidaan tunnistaa kivilajin ja serpentiinilajiston avulla.

Kuva: Markku Heinonen



Serpentiinipikkutervakko (*Lychnis alpina* var. *serpentinicola*) on erikoistunut ultraemäksiseen kasvualustaan.

Kuva: Markku Heinonen

Ultraemäksiset kalliot ja kivikot koostuvat kivilajeista, joita luonnehtivat alhainen piidioksidipitoisuus ja korkea magnesiumipitoisuus. Ultraemäksisiä kivilajeja ovat esimerkiksi peridotiitti, duniitti ja serpentiiniitti. Serpentiinivaikutuksen taustalla on useita tekijöitä, jotka voivat vaikuttaa kasvillisuuden erityispiirteisiin yhdessä tai erikseen: magnesiumin poikkeuksellinen runsaus

kalsiumiin nähden, raskasmetallien suuri määrä ja tärkeiden ravinteiden niukkuus.

Ultraemäksisellä maapohjalla kasvavat metsät on arvioitu koko maassa vaarantuneeksi (VU) luontotyyppiä (Tonteri ym. 2008b). Luontotyyppi on niin harvinainen, että arvioinnissa on käytetty harvinaisuuskorotusta. Luontotyypin esiintymistä tai kokonaispinta-alasta ei ole kattavaa tietoa. Etelä-Suomessa luontotyypin alaksi on arvioitu alle 250 ha (Ympäristöministeriö 2008a). Pohjois-Suomessa ala on oletettavasti jonkin verran suurempi, ehkä joitakin satoja hehtaareja. Ultraemäksisten kivilajien esiintymät painottuvat Itä-Suomeen ja Lappiin ja pääesiintymisalueet rajautuvat Pohjois-Savosta ja Pohjois-Karjalasta Kuusamoon ulottuvalle vyöhykkeelle sekä Sallan ja Kittilän väliselle alueelle (liite 2/5; Mikkola 1938; Vuokko 1978).

Luontotyyppiä on tuhoutunut jonkin verran kaivannaistoiminnassa. Kaivannaistoiminnan uhka on voimistunut vuolukivi- ja yleisemmin kaivosteollisuuden lisääntymisen myötä (Tonteri ym. 2008b). Ultraemäksisten maiden metsät sijaitsevat usein ns. malmikriittisillä alueilla, joille on tehty runsaasti valtauksia muun muassa nikkelin ja kuparin, mutta myös fosforin vuoksi. Vaikka malmien louhinta tapahtuu useimmiten maan alla, kaivoksiin liittyvät rakenteet, kuten läjitysalueet, sivukivikentät ja tiestö ovat uhkana luontotyypin esiintymille. Luontotyypin luonnontilaan ovat vaikuttaneet ja vaikuttavat myös metsänhoitotoimet. Joidenkin esiintymien luonnontilaa voitaisiin parantaa luonnonhoidollisen kulutuksen avulla. Serpentiinilajisto voi myös hyötyä pienimuotoisesta maanpinnan rikkomisesta, kuten ajourista ja porojen kohtalaisesta tallauksesta.

Harvinaisten ja omaleimaisten ultraemäksisten maiden metsien turvaamisen tarve on tiedostettu Etelä-Suomen metsien monimuotoisuuden toimintaohjelmassa (METSO), jonka yhtenä turvattavana elinympäristönä ovat *kalkkikallioiden ja ultraemäksisten maiden metsäiset elinympäristöt*. Ohjelman tavoitteena on turvata näitä elinympäristöjä luonnonsuojelulla 200 hehtaaria, josta on vuoden 2011 lopussa toteutunut 26 hehtaaria, sekä Kemeran ympäristötuella ja luonnonhoitohankkein 100 hehtaaria, josta on toteutunut yksi hehtaari (liite 2/5). Toisaalta luontotyypin tilan parantaminen yleisesti ja METSO-ohjelman kautta on mahdollista vain, mikäli luontotyypistä on olemassa kattavat ja ajantasaiset esiintymätiedot. Luontotyypin turvaamisen tehostamiseksi tarvitaan kattavat tiedot luontotyypin esiintymisestä. On myös otettava huomioon, että METSO-ohjelma ei turvaa luontotyypin esiintymiä Lapissa.

Etenkin Pohjois-Suomessa ultraemäksisen maapohjan metsät ovat usein kitumaita. Yksityismaiden talousmetsien hyvän metsänhoidon suosituksessa (Tapio 2006a) todetaan männyn kasvatuksen yhteydessä, että karukkokankailla ja niihin rinnastettavilla kasvupaikoilla ei yleensä harjoiteta aktiivista puuntuotantoa, vaan näillä kasvupaikoilla sekä kitumailla päätavoitteena on yleensä säilyttää alue metsäisenä. Usein on tarkoituksenmukaista antaa näiden alueiden olla puuntuotannon ulkopuolella. (Tapio 2006a) Valtionmailla kitumaat jätetään käsittelemättä (Päivinen ym. 2011). PEFC-metsäsertifiointissa (Suomen PEFC-standardi 2009a, 2009b) ultraemäksisen maapohjan metsiä ei ole erikseen otettu huomioon. FSC-metsäsertifiointin standardissa (Suomen FSC-standardi 2011) luonnontilaiset ja luonnontilaisen kaltaiset kitu- ja joutomaat ovat arvokkaiden elinympäristöjen aina säästettäviä kohteita.

Ultraemäksisten maapohjien metsistä koottua tietoa on laajemmin liitteessä 2/5.

Kehittämishdotus:

- Ultraemäksisen maapohjan metsät luetaan luonnonsuojelulain 29 §:n suojeluksi luontotyypiksi. Välittömästi toistensa läheisyydessä sijaitsevat ultraemäksisen maapohjan metsät ja serpentiinikallioiden ja -soraikoiden esiintymät rajataan yhtenäisenä kokonaisuutena.
- Edistetään tiedon keruuta luontotyypin esiintymistä ja kasvillisuuden vaihtelusta. Selvitetään ultraemäksisen maapohjan vaikutus soilla ja kausikosteikoissa, ja mikäli näillä on omia erityispiirteitään, otetaan myös nämä luontotyypit mukaan suojeltavaan ekologiseen kokonaisuuteen.

4.3.4

Tulvametsät

Tulvametsien säännöllinen häiriödynamikka sekä sijoittuminen metsän ja veden vaihtumisvyöhykkeeseen pitävät yllä lajiston monimuotoisuutta. Tulva ja sen mukana kulkeutuva sedimentti ovat keskeisimmät tulvametsien toiminnalliset ominaispiirteet. Tulvan kesto ja toistuvuus ovat tärkeitä metsäkasvillisuuden koostumukseen vaikuttavia tekijöitä. Tulvan mukana tuleva sedimentti tukahduttaa pohja- ja kenttäkerroksen kasvillisuutta sekä puiden taimia, mutta tuo myös ravinteita kasvien käyttöön. Näiden syiden vuoksi tulvametsien puusto on usein lehtipuuvaltaista, varvut puuttuvat ja kasvillisuuden pohjakerros on aukoinen. Tulvametsien lajisto muuttuu etelästä pohjoiseen siirryttäessä metsälajiston levinneisyyden mukaisesti (Tonteri ym. 2008b). Edustavimmat ja laajimmat tulvametsät esiintyvät todennäköisesti suurten jokien varsilla ja jokisuistoissa, missä sedimentin kertyminen on voimakasta.

Tulvametsät on arvioitu Suomen luontotyypien uhanalaisuustarkastelussa (Tonteri ym. 2008b) erittäin uhanalaiseksi (EN) luontotyypiksi. Luontotyypin määrän väheneminen ja laadun heikkeneminen on ollut voimakkainta maan eteläosassa. Etelä-Suomessa tulvametsät on arvioitu äärimmäisen uhanalaiseksi (CR) ja Pohjois-Suomessa silmälläpidettäviksi (NT). Uhanalaisuustarkastelussa eri tulvametsätyypit on käsitelty yhtenä kokonaisuutena, koska tiedon puutteen vuoksi niitä ei ole pystytty tarkemmin jaottelemaan esimerkiksi tulvivan vesistön ominaisuuksien perusteella (Tonteri ym. 2008b).

Tulvametsät ovat kadonneet eteläisestä Suomesta lähes tyystin, ja tulvaintensiteetti on usein heikentynyt myös jäljellä olevissa kohteissa. Hyvälaatuisia tulvametsiä on luontodirektiivin raportoinnin 2001–2006 mukaan Etelä-Suomessa häviävän pieni määrä, ja tulvametsien suojelutaso on boreaalisella alueella ”epäsuotuisa-huono-heikkenevä” ja alpiinisella alueella ”suotuisa” (Ympäristöhallinto 2009).

Eniten tulvametsien vähentymiseen on vaikuttanut alavien tulvametsien raivaaminen maatalouden käyttöön niityiksi ja pelloiksi. Tulvametsille olennaiseen tulvimiseen vaikuttavat vesien rakentaminen sähköntuotannon tarpeisiin, tulvien torjunta, uomien perkaukset sekä järvien ja jokien säännöstely (Ympäristöhallinto 2009; Tonteri ym. 2008b). Lähes kaikissa maamme suurimmissa joissa on vesivoimalaitoksia, joiden padoilla virtaamaa ja samalla vedenkorkeutta säännöstellään. Voimalaitoksia on yhteensä noin 250 (Korhonen 2007). Kaikista Suomen jokivesistöistä vain noin 10 %:ssa



Tulvametsät ovat usein lehtipuuvaltaisia ja lehtomaisia, sillä tulvat rajoittavat havupuiden ja varpujen kasvua.
Kuva: Marko Haapalehto



Tulvasammal (*Myrinia pulvinata*) kasvaa lehtipuiden rungoilla, joille on kertynyt tulvaveden mukanaan kuljettamaa maa-ainesta. Kuva: Krister Karttunen

on yli 50 kilometrin mittainen luonnontilainen ja rakentamaton jokiosuus (Siikamäki ym. 2004).

Myös pienten virtavesien yhteydessä esiintyvien tulvametsien vesitaloutteen voivat vaikuttaa lisäksi metsäojitus, purojen perkaus ja kuivatustoiminta. Metsätalouden toimista sellaiset, jotka muuttavat puuston ikärakennetta tai lahoppuun määrää ovat vahingollisia (Tonteri ym. 2008b).

Tiedot tulvametsien esiintymistä ovat puutteellisia. Useissa tietolähteissä tulvametsiä ei käsitellä omana luontotyyppinä, vaan yhdessä esimer-

kiksi metsäluhtien kanssa tai ne sisältyvät lehtoihin ja lehtomaisiin kankaisiin. Myös tulvametsien tunnistamiseen liittyy ongelmia, minkä vuoksi useiden tietolähteiden käytettävyydessä on epävarmuutta. Erittäin karkeasti voidaan arvioida, että tulvametsiä on jäljellä koko maassa alle 10 000 hehtaaria, josta valtaosa sijaitsee pohjoisborealisella metsäkasvillisuusvyöhykkeellä. Tulvametsät tulisi ottaa huomioon aina, kun erilaisia luontoselvityksiä tehdään, jotta tietopohja vähitellen paranisi.

Tulvametsät ja metsäluhdut on METSO-ohjelmassa turvattu elinympäristö, mikä mahdollistaa tulvametsien suojelemisen myös Natura 2000 -verkon ulkopuolella. Ohjelman tavoitteena on turvata tulvametsiä ja metsäluhtia luonnonsuojelulailla 1 280 hehtaaria, josta on vuoden 2011 lopussa toteutunut 171 hehtaaria, sekä Kemeran ympäristötuella ja luonnonhoitohankkein 300 hehtaaria, josta on toteutunut 148 hehtaaria (liite 2/6).

Tulvametsät otetaan yhdessä metsäluhtien kanssa huomioon Suomessa yleisesti käytettävässä PEFC-sertifikaatin (Suomen PEFC-standardi 2009b) mukaisessa metsien käsittelyssä jättämällä alueet ojitamatta. Puuston käsittely on sallittua harvennus- ja suojuspuuhakkuin, kun varmistetaan lahoppuun säilyminen. FSC-sertifikaatin (Suomen FSC-standardi 2011) mukaisessa metsänhoidossa tulvametsät jätetään metsänkäsittelyn ulkopuolelle.

Lain tarjoama suoja tulvametsille on puutteellinen, kun otetaan huomioon, kuinka taantuneesta luontotyyppistä on kyse. *Tulvametsät* otetaan Suomen lainsäädännössä huomioon omana luontotyyppinä vain Natura 2000 -alueiden suojeluperusteena. Tällöinkin vain puustoltaan luonnontilaiset tai lähes luonnontilaiset metsät katsotaan kuuluviksi luontotyyppiin (Airaksinen ja Karttunen 2001). Natura 2000 -alueiden ulkopuolella luonnontilai-

sia ja pinta-alaltaan pieniä tulvametsiä, jotka ovat kasvillisuustyyppiltään lehtoa ja erottuvat selkeästi ympäristöstään, suojaa myös metsälaki *rehevänä lehtolaikkuina*.

Koska tulvametsien ensisijaiset uhkat liittyvät vesistöjen hydrologian muutoksiin, vähien jäljellä olevien tulvametsien turvaamiseksi ei riitä metsälain osittainen suoja. Metsälakia sovelletaan vain metsien käsittelyyn metsätalousmaiksi luettavilla alueilla (tietyin poikkeuksin), eikä se suojaa esimerkiksi vesilaissa säädeltävien vesitaloushankkeiden vaikutuksilta. Tulvametsien tehokas suojeleminen edellyttäisi kattavaa suojaa erilaisilta luontotyyppien vesitaloutta muuttavilta hankkeilta. Tehokkaampi suoja voitaisiin taata liittämällä keski-, etelä- ja hemiborealaisen alueen tulvametsät luonnonsuojelulain suojeltujen luontotyyppien joukkoon. Tällöin rajatut esiintymät olisi otettava huomioon mm. vesitaloushankkeissa ja maankäyttöä muuttavissa hankkeissa.

Koska tulvametsien nykytila Etelä-Suomessa on erittäin heikko, pelkkä jäljellä olevien esiintymien suojeleminen ei riitä tilanteen olennaiseen parantamiseen, vaan tulvametsiä tulisi suunnitelmallisesti palauttaa sopiville alueille. Tätä edellyttää muun muassa EU:n luontodirektiivi (92/43/ETY), jonka tavoitteena on yhteisön tärkeänä pitämien luontotyyppien (ml. tulvametsät) suotuisan suojeleustason palauttaminen. Myös vesipuitedirektiivi (Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2000/60/EY) tähtää vedestä suoraan riippuvaisten maaekosysteemien huononemisen estämiseen, suojelemaan sekä tilan parantamiseen.

Tulvametsien palauttamismahdollisuuksia olisi säännönmukaisesti tarkasteltava ainakin vesitalous-, tulvasuojelu- ja säännöstelyhankkeiden suunnittelussa ja lupaharkinnassa. Asutuksen ja muun infrastruktuurin suojaamisessa tulvilta tulisi pyrkiä luonnonsuojelun ratkaisuihin, joissa tulvametsiä käytetään vesien pidättämiseen ja tulvahuippujen tasaamiseen. Tulvadirektiiviä (Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2007/60/EY) toimeenpantaessa, erityisesti tulvariskien hallintasuunnitelmia laadittaessa, tulisi ottaa huomioon tulvametsien suojeleminen, tilan parantaminen ja tulvien palauttaminen. Tulvametsien ominaispiirteitä tulisi palauttaa tehostetusti myös METSO-ohjelmassa.

Luontotyyppien liittäminen luonnonsuojelulailla suojeltujen luontotyyppien joukkoon loisi osaltaan edellytykset tulvametsien suojeleustason parantamiselle. Virtavesien yhteydessä esiintyvät tulvametsät ovat luonteeltaan dynaamisia ja jatkuvan hitaan muutoksen alaisia mm. eroosion ja jokien meanderoinnin vuoksi, mikä on otettava huomioon rajausten suunnittelussa.

Tulvametsistä koottua tietoa on laajemmin liitteessä 2/6.

Kehittämisehdotus:

- Tulvametsät luetaan luonnonsuojelulain 29 §:n suojelluksi luontotyyppiä pohjoisborealaisen metsäkasvillisuusvyöhykkeen eteläpuolella. Luontotyyppin on oltava tulvien synnyttämä, mutta ennallistamismahdollisuuksien vuoksi puuston luonnontilaisuutta ei määritellä rajoittavaksi tekijäksi. Ohjeistetaan kuinka jokien meanderointi ja eroosio otetaan huomioon rajauspäätöksissä.
- Tulvametsiä aletaan suunnitelmallisesti palauttaa vesistöjen varsille vesitalous-, tulvasuojelu- ja säännöstelyhankkeiden yhteydessä. Tulvametsien palauttamistarve otetaan huomioon myös vesipuitedirektiivin ja tulvadirektiivin toimeenpanossa. Tulvasuojelussa pyritään luonnonsuojelun ratkaisuihin, joissa tulvametsiä käytetään vesien pidättämiseen ja tulvahuippujen tasaamiseen.
- Tulvametsien ominaispiirteitä palautetaan tehostetusti METSO-ohjelmassa.
- Tietotason parantamiseksi tulvametsät otetaan jatkossa huomioon valtakunnan metsien inventoinnissa sekä eri tarkoituksiin tehtävissä luontoselvityksissä.

4.4

Kalliot

4.4.1

Kalkkikalliot

Kalkkikallioiden eliölajisto on poikkeuksellisen runsas, etenkin suhteutettuna niiden pinta-alaan maassamme. Monet kalkkikallioiden lajit ovat uhanalaisia. Viimeisimmän uhanalaisuusarvioinnin mukaan ”kalkkikalliot, -louhokset ja paljas kalkkimaat” ovat 244 uhanalaisen (VU, EN, CR) lajin elinympäristö. 172 uhanalaiselle lajille ne ovat ensisijainen elinympäristö, mikä on lähes 8 % uhanalaisiksi arvioitujen lajien määrästä. Etenkin uhanalaisten sammalien ja jäkälien joukossa on runsaasti kalkkikallioilla esiintyviä lajeja: uhanalaisista sammalista 45 % esiintyy kalkkikallioilla tai paljaalla kalkkimaalla, jäkälistä 40 %. (Rassi ym. 2010) Kalkkikallioiden suojeleminen on katsottu lajisuojelun toimintaohjelman valmistelussa keskeiseksi suojeleminen kiireellisesti turvaamistoimenpiteitä vaativien sammal- ja jäkälälajien kannalta (Anttila ja Juutinen 2011; Kemppainen ym. 2011). Vanhoja kalkkilouhoksia voidaan usein pitää lajis-



Kalkkikalliot on uhanalainen luontotyyppi, johon liittyy paljon uhanalaista ja harvinaista lajistoa. Kuva: Jari Teeriaho



Vanhat kalkkilouhokset ovat arvokkaita elinympäristöjä kalkkikivestä riippuvaiselle lajistolle. Kuva: Jari Teeriaho

ton palautumisen myötä luonnontilaiseen verrattavina kalkkikallioesiintyminä.

Kalkkikallioita on louhittu Suomessa jo ainakin 1500-luvulta lähtien, ja Etelä-Suomen laajimmat kalkkikallioalueet on suurimmaksi osaksi varattu kalkintuotantoon. Rakentaminen on hävittänyt kohteita jossain määrin. Metsänhakkuut ovat heikentäneet varsinkin varjokallioiden kosteaan ja tasaiseen pienilmastoon sopeutuneiden eliöyhteisöjen elinoloja. Luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnissa arvioitiin kalkkikallioiden luontotyyppiryhmä koko maassa vaarantuneeksi (VU) (Kontula ym. 2008a). Avoimet laakeat kalkkikalliot ovat äärimmäisen uhanalaisia (CR), samoin kalkki-vaikutteiset kalliokedot. Etelä-Suomessa kalkkikallioiden lajiston kannalta vakavin nykyinen uhka lienee umpeenkasvu. On myös mahdollista, että tekniikan kehittyminen ja muuttuvat taloussuhteet tekevät joistakin jäljellä olevista laajemmista kalkkikallioesiintymistä jälleen louhintamielessä varteentotettavia.

Kalkkikalliot kuuluvat luontodirektiivin yhteisön tärkeinä pitämiin luontotyyppeihin (Neuvoston direktiivi 92/43/ETY, liite I). Luontodirektiivi edellyttää edistämään toimenpiteitä, joilla luontotyyppien suotuisa suojelutaso voitaisiin saavuttaa. Tällä hetkellä kalkkikallioiden suojelutason on arvioitu olevan ”epäsuotuisa-riittämätön” (Ympäristöhallinto 2009).

Suomen ympäristökeskuksessa kootussa aineistossa biologisesti arvokkaista kalkkikallioista on noin 800 luonnonkallioksi tai kalkkilouhokseksi luokiteltua pistemäistä kohdetta. Kalkkikallio-kohteiden pinta-alaa on arvioitu Juha Pykälän (Suomen ympäristökeskus) inventoinneissa, jotka painottuvat Etelä-Suomeen. Pykälän aineiston mukaan Etelä-Suomessa kalkkikalliokohteiden keskikoko on 0,7 ha ja Pohjois-Suomessa 1,4 ha. Näiden aineistojen perusteella kalkkikallioiden kokonaispinta-ala-arvioksi saadaan Etelä-Suomessa 410 ha ja Pohjois-Suomessa 230 ha, yhteensä 740 ha. Suomen ympäristökeskuksen Kalkkikallioiden esiin-

tymäverkosto, tila ja hoitotarve -hanke (KALTI) tuottaa tarkentunutta pinta-alatietoa lähivuosina.

Erityisesti Etelä-Suomessa kalkkikallioiden suojelutilanne on heikko niiden lajistollisiin arvoihin nähden. Em. SYKEN aineiston kalkkikalliokohteista on luonnonsuojelualueilla Etelä-Suomessa 12 % ja Pohjois-Suomessa 60 %. Jos suojeluohjelmiin kuuluvat suojelemattomat alueet sekä Natura 2000 -alueet lasketaan mukaan, turvattujen kohteiden osuus on Etelä-Suomessa 33 % ja Pohjois-Suomessa 71 %.

Kalkkikallioiden ja ultraemäksisten maiden metsäiset elinympäristöt ovat yksi METSO-ohjelmalla turvattava elinympäristö. Ohjelman tavoitteena on turvata näitä elinympäristöjä luonnonsuojelulain mukaisina suojelualueina ja määräaikaisin rauhoituksin 200 hehtaaria, josta on vuoden 2011 lopussa toteutunut 26 hehtaaria. Kemeran ympäristötuella ja luonnonhoitohankkein on tavoitteena turvata kalkkikallioiden ja ultraemäksisten maiden metsäisiä elinympäristöjä 100 hehtaaria, josta on toteutunut yksi hehtaari, mutta luonnonhoitohankkeiden kohdentumista kalkkikallioiden ja ultraemäksisten maiden metsäisiin elinympäristöihin ei ole tilastoitu. METSO-ohjelman tavoitteiden toteutuminen parantaisi kalkkikallioiden suojelutilannetta ainakin jossain määrin.

Kalkkikallioiden ja vanhojen kalkkilouhosten lajistolliset arvot ovat niin merkittäviä, että olisi tärkeää saada biologisesti arvokkaat kohteet nykyistä selvästi kattavammin suojelun piiriin. Jäljellä olevat biologisesti arvokkaat kohteet ovat suurimmaksi osaksi niin pieniä, että ne eivät ole taloudellisesti hyödynnettäviä. Vanhoilla kalkkilouhoksilla ja niiden yhteyteen rakennetuilla kalkkipolttouuneilla on myös kulttuurihistoriallista arvoa.

Kalkkikalliot ja vanhat kalkkilouhokset ovat hyvin rinnastettavissa luonnonsuojelulain 29 §:ssä tällä hetkellä oleviin luontotyyppeihin: kohteet ovat yleensä suhteellisen pienialaisia, ne ovat vähälukuisia ja luontotyyppien lajistolliset arvot ovat merkittäviä. Etelä-Suomessa, missä kalkkikallioiden suojelutilanne on heikoin, niitä uhkaa rakentaminen, jolta luonnonsuojelulain mukainen rajaus suojaisi. Suomen kalkkikalliokohteista on tietoa em. SYKEN aineiston lisäksi mm. Geologian tutkimuskeskuksen kartoitusaineistoissa, geologisessa kirjallisuudessa ja esiintymäkohtaisissa tutkimusraporteissa, mikä helpottaa kohteiden inventointia ja nopeuttaa rajauspäätösten tekemistä.

Osa kalkkikalliokohteista tarvitsee hoitoa tai ennallistamistoimia. Toimenpiteiden tarve, tavoitteet ja menetelmät on määriteltävä tapauskohtaisesti paikalla esiintyvän lajiston perusteella yhteistyössä maanomistajan kanssa (ks. luku 3.2.4, kehittämiss ehdotukset). Mahdollisia hoitotoimia voivat olla esim. puuston ja pensaikon harvennus, tavanomaisen pohja- ja kenttäkerroksen kasvillisuuden osittainen poisto sekä perinnebiotoopeilla kuten kalkkikedoilla myös laidunnus.

Suurin osa kalkkikallioiden uhanalaisista lajeista voi esiintyä myös käytöstä poistetuissa louhoksissa. Kalkkilouhokset ovat erittäin merkittäviä kalkkikallioiden lajiston ylläpitäjiä etenkin Etelä-Suomessa, jossa luontaisia kalkkikallioita on jäljellä hyvin vähän. Arvokkaimpia ovat laajat louhokset, joiden seinämät muistuttavat luonnokallioiden seinämiä. Kalkkilajistoa voi olla myös kalkkilouhosten sivukivikentillä, joilla on kalkkipitoista maata ja kiviä.

Monien käytöstä poistuneiden kalkkilouhosten lajistollinen arvo on viime aikoina heikentynyt umpeenkasvun ja täyttämisen vuoksi. Vanhojen louhosten tila kalkkilajiston kannalta tulisi selvittää ja toteuttaa tarvittavia hoito- ja kunnostustoimia, etenkin puuston harvennusta ja ei-kalkkipitoisen täyttömaan poistoa. Louhoskäytön loppuessa maisemoinnissa tulee jättää mahdollisimman paljon kalkkikalliopintoja, kalkkimaita sekä sivukivialueita peittämättä.

Kalkkikallioista ja -louhoksista koottua tietoa on laajemmin liitteessä 2/7.

Kehittämiss ehdotus:

- Kalkkikalliot ja vanhat kalkkilouhokset luetaan luonnonsuojelulain 29 §:n suojelluksi luontotyyppiksi. Rajauksiin sisällytetään ekologinen kokonaisuus, jonka kasvillisuudessa näkyy kalkkivaikutus.
- Koska kalkkikallioalueet ovat etenkin Etelä-Suomessa hyvin pieniä, varmistetaan, ettei rajausten ulkopuolinenkaan toiminta vaaranna kalkkikallioalueen ominaispiirteitä (vrt. luku 3.2.6). Turvattavia kohteita laajennetaan vapaaehtoisin keinoin esimerkiksi METSO-ohjelmassa.
- Umpeenkasavia kalkkikallioalueita ja vanhoja kalkkilouhoksia hoidetaan kalkkilajisto huomioon ottaen.
- Käytöstä poistuvien kalkkilouhosten maisemoinnissa jätetään kalkkikalliopintoja, kalkkimaita ja sivukivialueita peittämättä.

Serpentiinikalliot



Serpentiinikallion tunnistaminen vaatii asiantuntemusta.
Kuva: Seppo Tuominen

Serpentiinikalliot ovat erittäin harvinainen luontotyyppi, johon liittyy suhteellisen paljon uhanalaista lajistoa. Serpentiinikalliot ja niihin läheisesti liittyvät ultraemäksisen maapohjan metsät (luku 4.3.3, liite 2/5) ovat putkilokasvien, sammalien ja jäkälien kannalta hyvin haastava elinympäristö. Ultraemäksisissä kivissä on korkeina pitoisuuksina esiintyessään kasveille myrkyllistä magnesiumia poikkeuksellisen runsaasti kalsiumiin nähden (Brady ym. 2005). Serpentiinikasvillisuuden erityispiirteitä on selitetty myös raskasmetallimyrkytyksellä sekä tärkeiden ravinteiden kuten typen, fosforin ja kaliumin niukkuudella (Lounamaa 1956; Kotilainen 1960). Putkilokasvien osalta lajittolliset arvot liittyvät erityisesti näihin elinympäristöihin sopeutuneisiin paikallisiin alalajeihin ja rotuihin. Eri sammal- ja jäkälälajien esiintymisen painottumista ultraemäksisiin elinympäristöihin ei kaikilta osin tunneta. Viimeisimmässä lajien uhanalaisuusarvioinnissa yhdentoista uhanalaisen lajin elinympäristö oli ”serpentiinikalliot ja -maa”, ja näistä kahdeksalle lajille ne ovat ensisijainen elinympäristö (Rassi ym 2010).

Serpentiinikallioita on tuhoutunut jonkin verran kaivannaistoiminnassa. Kasvilajiston kannalta tärkeiden ultraemäksisten serpentiniittien yhteydessä esiintyy vuolukiveä, jota louhitaan pääasiassa uunien ja takkojen materiaaliksi. Itse serpentiniittiä käytetään myös jonkin verran koristekivenä. Nikkeli- ja kromimalmeja louhitaan Suomessa ultraemäksisistä peridotiiteista, jotka saattavat olla lajiston kannalta arvokkaita. Kaivannaistoiminnan uhka on edelleen voimistunut. Vaikka vuolukiven louhinta ei ainakaan kaikilla louhoksilla kohdistu

suoraan serpentiniittiin, voi luontotyyppiä jäädä louhinnan yhteydessä esim. sivukivikasojen ja maa-aineksen läjityskasojen alle. Serpentiinikalliot sijaitsevat usein ns. malmikriittisillä alueilla, joille on tehty varsin runsaasti valtauksia mm. nikkelin ja sen yhteydessä esiintyvien jalometallien takia. Vaikka malmien louhinta tapahtuu usein maan alla, uhkaavat kaivoksiin liittyvät maanpäälliset rakenteet serpentiiniluontotyyppien esiintymiä.

Myös osa metsänhoitotoimista (mm. avohakkuut, tiheät istutustaimikot) sekä rantarakentaminen vaikuttavat haitallisesti serpentiinikallioiden eliöyhteisöihin. Osa serpentiinirantakallioista sijaitsee säännösteltyjen järvien rannoilla, jolloin suuret vedenkorkeuden vaihtelut vaikuttavat haitallisesti kallion alimman osan kasvillisuuteen. Koska serpentiinikalliot ovat hyvin harvinaisia, jo pelkkien satunnaistekijöiden arvioidaan aiheuttavan niille merkittävää uhkaa.

Serpentiinikalliot, -kivikot ja -soraikot on arvioitu luontotyyppiryhmänä Suomessa vaarantuneeksi (VU). Serpentiinikivikoita ja -soraikoita (NT) lukuun ottamatta myös kaikki serpentiinikallioiden tarkemmat luontotyypit on arvioitu vaarantuneiksi. (Kontula ym. 2008a) Tunturialueen ultraemäksiset kalliot ja kivikot on arvioitu silmälläpidettäväksi (NT) (Norokorpi ym. 2008b).

Serpentiinikallioiden yhteispinta-alasta tai lukumäärästä voidaan esittää vain suuruusluokka-arvioita. Tunnettuja serpentiinipaikkoja on Suomen ympäristökeskuksen kokoamassa aineistossa noin 240, joista Etelä-Suomessa noin 170 ja Pohjois-Suomessa noin 70. Näiden esiintymien yhteispinta-alaksi on arvioitu 70–400 ha. On todennäköistä,



Serpentiinikallioille on ominaista lohkeilu ja moroutuminen pienemmiksi louhikoiksi ja kivikoiksi.
Kuva: Markku Heinonen

että tyypillisen serpentiinikasvillisuuden omaavia alueita on selvästi vähemmän kuin 400 ha.

Serpentiinikohteista kuuluu ainakin osittain luonnonsuojelualuerajauksiin Etelä-Suomessa 16 % ja Pohjois-Suomessa 11 %. Jos luonnonsuojeluohjelmien perustamattomat kohteet ja Natura 2000 -alueet lasketaan mukaan, turvattujen kohteiden osuus on Etelä-Suomessa 26 % ja Pohjois-Suomessa 41 %.

Kalkkikallioiden ja ultraemäksisten maiden metsäiset elinympäristöt on yksi METSO-ohjelmalla turvattava elinympäristö. Ohjelman tavoitteena on turvata näitä elinympäristöjä luonnonsuojelulain mukaisina suojelualueina ja määräaikaisten rauhoituksin 200 hehtaaria, josta on vuoden 2011 lopussa toteutunut 26 hehtaaria. Kemeran ympäristötuella ja luonnonhoitohankkein on tavoitteena turvata kalkkikallioiden ja ultraemäksisten maiden metsäisiä elinympäristöjä 100 hehtaaria, josta on toteutunut yksi hehtaari, mutta luonnonhoitohankkeiden kohdentumista kalkkikallioiden ja ultraemäksisten maiden metsäisiin elinympäristöihin ei ole tilastoitu. METSO-ohjelman tavoitteiden toteutuminen parantaa todennäköisesti erityisesti ultraemäksisten maiden metsien suojelutilannetta, mutta todennäköisesti jonkin verran myös serpentiinikallioiden suojelutilannetta. Hyvin harvinaisen ja alueellisesti keskittyneen luontotyypin turvaamisen kannalta on keskeistä, miten METSO-ohjelman markkinoinnin kohdentamisessa onnistutaan.

Monet serpentiiniin sitoutuneet alalajit ja rodut ovat luonnonsuojelulain erityisesti suojeltavien lajien luettelossa (LSL 47 §, LSA 22 §) ja niiden esiintymiä on jonkin verran rajattu erityisesti suojeltavan lajin esiintymispaikkoina. Erityisesti suojeltavan

lajin esiintymän rajausmenettely on hallinnollisesti raskas, ja rajauksia on tästä syystä tehty tarpeeseen nähden vain vähän (Kemppainen ja Anttila 2011). Osa rajauksista on hyvin suppeita, eivätkä ne varmista useimpien näiden alalajien ja rotujen kasvualustakseen vaatiman paljaan kallion tai mineraalimaan säilymistä ja luontaista syntymistä pitkällä aikavälillä. Sopivan kasvualustan esiintymisen edellytyksenä on häiriödynamikka, joka luo uusia avoimia kasvualustoja umpeenkasvavien tilalle. Luontaisen häiriödynamikan puuttumista voidaan kompensoida tarvittaessa hoitotoimin.

Serpentiinikalliot ovat hyvin rinnastettavissa luonnonsuojelulain 29 §:ssä tällä hetkellä oleviin luontotyyppeihin: kohteet ovat yleensä suhteellisen pienialaisia, ne ovat vähälukuisia ja luontotyypin lajistolliset arvot ovat merkittäviä. Serpentiinikallioista on olemassa tietoa Geologian tutkimuskeskuksen kartoitusaineistoissa, geologisessa kirjallisuudessa ja esiintymäkohtaisissa tutkimusraporteissa, mikä mahdollistaa rajauspäätösten nopean tekemisen. Kohteita uhkaavat sekä rakentaminen (etenkin serpentiinirantakalliot) että louhustoiminta, jolta luonnonsuojelulain mukainen rajaus suojaa paremmin kuin esim. kuuluminen metsälain 10 §:n erityisen arvokkaisiin elinympäristöihin.

Serpentiinikallioiden yhteydessä usein esiintyviä ultraemäksisen maapohjan metsiä ehdotetaan tässä selvityksessä luonnonsuojelulain 29 §:n nojalla suojeltavaksi luontotyyppiksi (luku 4.3.3, liite 2/5). Serpentiinikallioiden kuvaukseen (liite 2/8) on sisällytetty kallioiden ja kalliometsien mosaiikki kokonaisuudessaan, mutta joskus kallion yhteydessä voi olla serpentiinivaikutteista metsämaata

laajemmaltikin. Kohteet olisi syytä rajata aina kokonaisuuksina kasvillisuudessa näkyvän serpentiinivaikutuksen perusteella.

Tämän hetkinen käsitys on, että suurin osa serpentiinikalliokohteista ei tarvitse hoitotoimenpiteitä, mutta toimenpidetarve on harkittava tapauskohtaisesti paikalla esiintyvä lajisto huomioiden. Erityisesti ultraemäksisiin elinympäristöihin sopeutuneiden putkilokasvien esiintymisen dynamiikkaan liittyy paljaiden kallio- tai mineraalimaapintojen esiintyminen. Luontaisesti tällaisia pintoja syntyy esim. metsäpalojen yhteydessä, puiden kaatuessa juurineen ja metsätaloudessa esim. traktoriuriin. Liian varjostava puusto voi rajoittaa joidenkin serpentiiniputkilokasvien kukkimista. Toisaalta serpentiinikallioilla voi olla sammal- ja jäkälälajistoa, joka vaatii suojaisaa pienilmastoa. Luontotyyppin ja siihen liittyvän lajiston hoitokeiluja ei ole juuri tehty.

Vuolukiven louhinta ei välttämättä kohdistu suoraan serpentiinikallioon, mutta serpentiiniä ja vuolukiveä esiintyy usein samoilla alueilla, jopa rinnakkain. Tästä johtuen serpentiinikallioita ja niiden lajistoa voi jäädä louhosalueen maa-ainesten läjitys- ja sivukivikasojen sekä muiden rakenteiden alle. Toisaalta vuolukiven louhinnan yhteydessä voi paljastua uusia serpentiinikivipintoja. Serpentiinikalliot ja niiden lajisto olisi siis otettava

huomioon sekä louhostoiminnan suunnittelussa ja toteuttamisessa että louhinnan jälkeisessä maisemoinnissa.

Serpentiinikallioista ja -soraikoista koottua tietoa on laajemmin liitteessä 2/8.

Kehittämisehdotus:

- Serpentiinikalliot ja -soraikat luetaan luonnonsuojelulain 29 §:n suojelluksi luontotyyppiä. Kohteita rajattaessa otetaan mukaan ekologinen kokonaisuus, jonka kasvillisuudessa näkyy serpentiinipitoisten kivilajien vaikutusta.
- Selvitetään tarkemmin lajiston riippuvuutta eri ultraemäksisistä kivilajeista, jotta saadaan tarkempi kuva arvokkaiden kohteiden ominaispiirteistä, määrästä ja sijainnista.
- Selvitetään serpentiinikallioiden hoito- ja ennallistamistarvetta sekä tutkitaan tarvittaessa eri hoito- ja ennallistamismenetelmien vaikuttavuutta kasvillisuuteen.
- Käytöstä poistuvien vuolukivilouhosten jälkihoidossa ja maisemoinnissa säilytetään ultraemäksiseen alustaan sitoutuneiden lajien elinympäristöjä jättämällä serpentiinipitoisia paljaita kalliopintoja, maanpintaa ja sivukivi-alueita peittämättä ja seurataan lajiston palautumista.

4.5

Tunturit

4.5.1

Boreaaliset tunturikankaat



Boreaalisia tunturikankaita on eteläisillä tuntureilla, joilla puuton paljakka on seurausta tykkylumen alentamasta metsänrajasta.

Kuva: Anne Annala



Maaston kuluminen ja matkailurakentaminen uhkaavat boreaalisia tunturikankaita.
Kuva Seppo Tuominen

Boreaaliset tunturikankaat on Peräpohjolan ja Koillismaan erillistuntureille rajoittunut omaleimainen, erityisten ilmastollisten olosuhteiden ylläpitämä luontotyyppi (ks. liite 2/9), jossa puutonta tai niukkapuustoista paljakkaa esiintyy alemmilla korkeusvyöhykkeillä kuin kasvukauden lämpöolojen perusteella voitaisiin olettaa. Olennaista on voimakas tykynmuodostus, joka alentaa metsänrajaa, mutta toisaalta kasvukauden olot mahdollistavat boreaalisen, havumetsille tyypillisen varpu- ja sammalkasvillisuuden menestymisen. Lumituhoja parhaiten kestäväenä puulajina kuusi muodostaa useimmiten metsänrajan runsaslumisissa ja maaperältään kosteahkoissa olosuhteissa (Norokorpi ja Kärkkäinen 1985). Boreaalisten tunturikankaiden vallitseva tunturikangastyypiksi on kanervakankaat, mutta myös mustikka- ja variksenmarjakankaita esiintyy. Kanervakankaiden esiintymisen painopiste on boreaalilla tunturikankailla, mustikka- ja variksenmarjakankaita on yleisemmin pohjoisempana. Näillä kaikilla tunturikangastyypeillä on omat, pohjoisemmista alatyypeistä erottuvat kasvillisuustyyppinsä Peräpohjolan ja Koillismaan boreaalilla tuntureilla (Haapasaari 1988).

Boreaaliset tunturikankaat sisältyvät luontodirektiivin yhteisön tärkeänä pitämään luontotyyppiin (Neuvoston direktiivi 92/43/ETY, liite I), *tunturikankaisiin*. Luontodirektiivi edellyttää edistämään toimenpiteitä, joilla tunturikankaiden suotuisa suojelutaso voitaisiin saavuttaa. Tällä hetkellä tunturikankaiden suojelutaso Suomen boreaalilla luonnonmaantieteellisellä alueella on ”epäsuotuisa-riittämätön-heikkenevä” (Ympäristöhallinto 2009). Tunturikankaiden levinneisyysalueen säilyttämisessä eteläisten erillisesiintymien turvaaminen on tärkeää.

Suomen luontotyyppien uhanalaisuuden arvioinnissa kanervakankaat arvioitiin uhanalaiseksi, vaarantuneeksi (VU) luontotyyppiksi, mustikka- ja variksenmarjakankaat silmälläpidettäviksi (NT) (Norokorpi ym. 2008b). Boreaalisten tunturikankaiden, erityisesti kanervakankaiden määrä on vähentynyt laskettelukeskusten rakentamisen vuoksi, ja myös niiden laatu on heikentynyt lisääntyneen kulumisen seurauksena. Matkailun ja matkailurakentamisen kannalta lähempänä asutuskeskuksia sijaitsevat boreaaliset tunturit ovat maantieteellisen sijaintinsa perusteella pohjoisempia tuntureita edullisemmassa asemassa. Luontotyyppiä uhkaa edelleen laskettelukeskusten rakentaminen ja olemassa olevien keskusten laajentaminen sekä massamatkailu, joka aiheuttaa voimakasta ja jatkuvaa kulutusta. Tulevaisuudessa myös ilmaston lämpeneminen voi aiheuttaa eteläisten tuntureiden metsittymistä, mutta toisaalta myös tykyn muodostumiseen vaikuttavat tekijät voivat vahvistua. Lisäksi sateisuuden muutokset voivat johtaa kanervakankaiden lajiston runsaus-suhteiden voimakkaisiin muutoksiin.

Luontotyyppien uhanalaisuuden arvioinnin yhteydessä koottiin ensimmäinen luettelo Suomen kansainvälisistä vastuuluontotyypeistä. Kansainvälinen vastuu voi perustua joko Suomen luontaiseen painopisteesemaan luontotyypin levinneisyydessä tai siihen, että muualla Euroopassa luontotyyppi on vähentynyt tai heikentynyt enemmän kuin Suomessa (Raunio ym. 2008). Boreaaliset tunturikankaat nimettiin Suomen vastuuluontotyyppiksi niiden luontaisen levinneisyyden painopisteeseman vuoksi, sillä vastaavanlaisia, luontotyypin esiintymisen mahdollistavia ilmasto-oloja ei muualla juuri ole (Norokorpi ym. 2008b).

Boreaalisten tunturikankaiden pinta-ala-arvio on tarkentunut vuoden 2012 aikana, kun Metsähalituksen luontopalvelut on kartoittanut eteläisten erillistunturien tunturikankaiden esiintymistä ja alaa. Luontotyyppin kokonaisalan arvioidaan olevan noin 3 000–3 500 ha, ja luontotyyppin esiintymistä noin 2 700 ha sijaitsee erilaisilla luonnonsuojelualueilla (liite 2/9).

Vaikka boreaalisten tunturikankaiden suojeluaste on hyvä, on luontotyyppi niin pienialainen ja herkästi kuluva, että sen turvaamista on tarpeen tehostaa sekä luonnonsuojelulain keinoin että matkailun ja retkeilyn ohjaamisella. Jotta matkailukustusten perustaminen ja laajentaminen luontotyyppin suojelemattomille esiintymisalueille voitaisiin estää, tulisi luontotyyppi lisätä luonnonsuojelu-

lain 29 §:n suojelluksi luontotyyppiä. Matkailua ja retkeilyä tulisi ohjata kaikkialla luontotyyppin esiintymisalueella siten, että luontotyyppin esiintymille aiheutuu mahdollisimman vähän talleausta ja kulumista.

Boreaalista tunturikankaista koottua tietoa on laajemmin liitteessä 2/9.

Kehittämisehdotus:

- Boreaaliset tunturikankaat luetaan luonnonsuojelulain 29 §:n suojelluksi luontotyyppiä.
- Matkailun ja retkeilyn ohjaamisella luontotyyppiin kohdistuva kulutus minimoidaan. Kävijävirtojen aiheuttamaa kulumista vähennetään matkailu- ja retkeilyreittien suunnittelulla, rakenteilla ja opastuksella.

4.5.2

Tunturien rehevät lehdot ja niityt



Tunturikoivulehtoja esiintyy erityisesti Kilpisjärvellä, missä niihin kohdistuu rakentamis- ja kulumispaineita.

Kuva: Seppo Tuominen

Tunturien rehevät lehdot ja niityt on luontotyyppiryhmä, joka muodostaa rehevän poikkeuksen Suomen muuten karussa tunturiluonnossa. Luontotyyppin esiintymiä luonnehtii ravinteinen ja kostea tai valuvesien vaikutuspiirissä oleva ympäristö. Kasvilajisto on omaleimaista ja monipuolista. Luontotyyppiin kuuluvat tunturikoivulehdot sekä tunturien suurruohoniityt ja tunturien saniaisniityt. Tunturikoivulehtoja ovat tunturien suurruoho- ja suursaniaislehdot (liite 2/10; Norokorpi ym. 2008b).

Tunturikoivulehdot sisältyvät luontodirektiivin yhteisön tärkeänä pitämään luontotyyppiin (Neuvoston direktiivi 92/43/ETY, liite I), *lehtoihin*, ja tunturien suurruohoniityt *kosteisiin suurruohoniit-*

tyihin. Näiden luontotyyppien suojelutaso Suomen alpiinisella luonnonmaantieteellisellä alueella on ”suotuisa” (Ympäristöhallinto 2009). Suomen luontotyyppien uhanalaisuuden arvioinnissa kaikki tunturien reheviin lehtoihin ja niittyihin luettavat luontotyyppit arvioitiin silmälläpidettäviksi (NT). Luontotyyppin taantumisen merkittävimmiksi syiksi arvioitiin voimakas porolaidunnus, rakentaminen ja kulumisen (liite 2/10; Norokorpi ym. 2008b).

Voimakkaalla porolaidunnuksella on luontotyyppiä heikentäviä vaikutuksia. Voimakas laidunnus voi muun muassa vähentää suurruohojen määrää ja kukintaa. Lehdossa tunturikoivikon rakenne muuttuu ”omenapuumaiseksi” ja tunturikoivun



Rehevät tunturiniityt ovat pienialaisia ja harvinaisia, ja niiden kaikki esiintymät tulisi suojella.

Kuva: Arto Saikkonen

uudistuminen heikentyy porojen syödessä taimet ja vesat. Toisaalta sopiva laidunnus vaikuttaa etenkin suurruohoniittyjen avoimena pysymiseen. Porojen maastoruokinta on lisääntynyt voimakkaasti viime vuosina (Turunen ja Vuojala-Magga 2011), mikä voi aiheuttaa kasvupaikalle kuulumattomien lajien leviämistä. Luontotyyppin painopistealueella Kilpisjärvellä luontotyyppiä uhkaa erityisesti rakentamien ja kulumisen. Kulumisen on uhkana myös muualla, ja sitä aiheuttaa erityisesti lisääntyvä luontomatkaileminen ja -retkeily. Ilmastonmuutos voi aiheuttaa suurruohoniittyjen pensoittumista (Norokorpi ym. 2008b).

Luontotyyppin tarkka pinta-ala ei ole tiedossa, mutta arvion mukaan kokonaisala on noin 1 000 ha (liite 2/10), josta noin 60 % sijaitsee kansallisten ja luonnonpuistoissa tai muilla suojelualueilla. Erämaa-alueilla luontotyyppin esiintymistä on noin 25–30 %.

Vaikka luontotyyppin suojelutilanne on melko hyvä ja sen esiintymät sijaitsevat pääsääntöisesti suojelu- ja erämaa-alueilla, on luontotyyppi kokonaisuutena niin pienialainen ja esiintyy pienehköinä laikkuina hajallaan, että kaikki jäljellä olevat laadukkaat esiintymät tulisi turvata nykyistä tehokkaammin. Etenkin tunturikoivulehtojen esiintymisen painopistealueella Kilpisjärvellä on huomattavia rakentamis- ja kulumispaineita. Suurilla erämaa-alueilla taas pelkät luontodirektiivin luontotyyppin suojeluperusteet eivät riitä turvaamaan yksittäisiä lehto- tai niitylaikkuja. Luontotyyppi tulee lukea luonnonsuojelulain suojelluksi luontotyyppiä ja sen esiintymät tulee selvittää kattavasti. Esiintymien rajauspäätöksillä tulee estää muun

muassa porojen maastoruokinnan sijoittaminen ja maastoajo näillä arvokkailla kohteilla.

Tunturien rehevistä niityistä ja lehdoista koottua tietoa on laajemmin liitteessä 2/10.

Kehittämissuhteet:

- Tunturien rehevät lehdot ja niityt luetaan luonnonsuojelulain 29 §:n suojelluksi luontotyyppiä.
- Luontotyyppin esiintymät rajataan myös laajoilla erämaa- ja suojelualueilla, koska muutoin ne jäävät hyvin pienialaisina kohteina helposti huomiotta. Rajauspäätöksillä ohjataan mm. porojen maastoruokinnan sijoittamista ja maastoajoa näiden arvokkaiden kohteiden ulkopuolelle.

4.5.3

Lapinvuokkokankaat

Suomen tunturien yläosien puuttomat paljaksat ovat vallitsevasti karuja tunturikankaita. Omaleimaisen poikkeuksen näistä muodostavat kalkkipitoisen kallioperän alueella esiintyvät lapinvuokkokankaat (ks. liite 2/11). Lapinvuokkokankaat ovat harvinaisia ja valtaosin pienialaisia, ja ne esiintyvät yhdistelminä muiden tunturikangastyyppien kanssa. Edustavimmat ja lajistollisesti monipuolisimmat esiintymät sijaitsevat Käsivarren alueella Enontekiöllä. (Norokorpi ym. 2008b)

Lapinvuokkokankaat sisältyvät luontodirektiivin yhteisön tärkeänä pitämään luontotyyppiin (Neuvoston direktiivi 92/43/ETY, liite I), *tunturikankaisiin*. Luontodirektiivi edellyttää edistämään



Heinäkorret kertovat, että lapinvuokkokangasta on käytetty porojen lisäruokintapaikkana.

Kuva: Arto Saikkonen

toimenpiteitä, joilla tunturikankaiden suotuisa suojelutaso voitaisiin saavuttaa. Tällä hetkellä tunturikankaiden suojelutaso Suomen sekä borealisella että alpiinisella luonnonmaantieteellisellä alueella on ”epäsuotuisa- riittämätön-heikkenevä” (Ympäristöhallinto 2009).

Suomen luontotyyppien uhanalaisuuden arvioinnissa lapinvuokkokankaat arvioitiin uhanalaiseksi, vaarantuneeksi (VU) luontotyyppiä niiden heikentyneen laadun sekä harvinaisuuden vuoksi. Lapinvuokkokankaiden taantumisen merkittävimmäksi syyksi arvioitiin voimakas porolaidunnus. (liite 2/11; Norokorpi ym. 2008b)

Voimakas porolaidunnus jatkunee myös tulevaisuudessa. Paliskuntakohtaiset suurimmat sallitut eloporoluvut ovat säilyneet samalla tasolla vuodesta 2000 ja ovat voimassa vuoden 2019 loppuun. Lapinvuokkokankaiden laatua voivat heikentää myös maastoliikenteen ja retkeilyn aiheuttama kuluminen. Porojen lisäruokinta myös maastoon on lisääntynyt voimakkaasti viime vuosina (Turunen ja Vuojala-Magga 2011). Talvilaidunten nykyinen heikko tila ja jatkuva heikkeneminen osoittavat, että nykyisen poromäärän ylläpito ei ole enää mahdollista pelkästään luontaisen talviravinnon varassa (Nieminen 2010b).

Lapinvuokkokankaiden tarkka pinta-ala ei ole tiedossa, mutta arvion mukaan kokonaisala on noin 550–800 ha (liite 2/11). Lapinvuokkokankaat on niin omaleimainen, pienialainen ja hajallaan

erillisinä laikkuina esiintymä luontotyyppi, että kaikki sen esiintymät tulisi turvata nykyistä tehokkaammin.

Vaikka tunnetuista lapinvuokkokankaista valtaosa sijaitsee Natura 2000 -alueilla, on useiden Natura-alueiden suojeluperusteena erämaalaki, eivätkä ne kuulu luonnonsuojelulain suojeltuihin alueisiin. Laajoilla erämaa-alueilla pelkät luontodirektiivin luontotyyppien suojeluperusteet eivät riitä turvaamaan yksittäisiä lapinvuokkokankaiden esiintymiä muulta maankäytöltä. Esiintymien rajauspäätöksillä tulisi estää muun muassa porojen maastoruokinta näillä kohteilla. Lisäruokintapaikoilla luontotyyppiin kohdistuu vielä tavanomaisesta voimakkaampaa kulutusta. Lisäksi rehun mukana kulkeutuvat siemenet levittävät kasvupaikalle vieraita, luontotyyppille kuulumattomia lajeja.

Lapinvuokkokankaista koottua tietoa on laajemmin liitteessä 2/11.

Kehittämisehdotus:

- Lapinvuokkokankaat luetaan luonnonsuojelulain 29 §:n suojelluksi luontotyyppiä.
- Luontotyyppien esiintymät rajataan myös laajoilla erämaa- ja suojelualueilla, koska muutoin ne jäävät hyvin pienialaisina kohteina helposti huomiotta. Rajauspäätöksillä ohjataan mm. porojen maastoruokinnan sijoittamista näiden arvokkaiden kohteiden ulkopuolelle.

Vedenalaiset meriluontotyypit

Uhanalaisia vedenalaisia meriluontotyyppinä tunnistettiin luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnissa useita, mutta esiintymien täsmäsuojeluun ei ole tällä hetkellä keinoja. Vedenalaisia, lajiston ja pohjan laadun perusteella määriteltyjä eliöyhteisöjä ei ole mukana lainsäädännön luontotyyppisuojelemissa. Vesilain 2 luvun 11 §:n vesiluontotyypit ovat paljolti fyysisen ympäristön perusteella rajattavia, helposti havaittavia kokonaisuuksia (flada, kluuvi, noro, lähde, lampi).

Uhkien perusteella vedenalaiset meriluontotyypit soveltuvat paremmin vesilain kuin luonnonsojeluun luontotyyppisuojelemaan piiriin. Esim. yli 500 m³:n ruoppaukset, ruoppausmassojen läjitys vesialueelle, merihiekan otto sekä voimalaitosten rakentaminen edellyttävät aina vesilain mukaista lupaa, ja pienemmistä ruoppauksista on tehtävä vesilain mukainen ilmoitus ELY-keskuksille. Nämä kaikki toiminnot voivat uhata alla kuvattuja vedenalaisia Itämeren luontotyyppien esiintymiä (meriajokasniityt, näkinpartaisniityt, vedenalaiset harjut), joita ehdotetaan lisättäviksi vesilain suojaamiseksi luontotyypeiksi.

Jos vedenalaisten luontotyyppien suojeleminen toteutettaisiin vesilain 2 luvun 11 §:n nojalla kuten fladon ja kluuvijärvien suojeleminen tällä hetkellä, turvaaminen toteutuisi käytännössä hankkeiden lupa- ja ilmoitusmenettelyn kautta. Vesilaissa on määritelty sellaiset vesitaloushankkeiden vaikutukset, jotka edellyttävät hankkeen toteuttamiseen lupaa (VesiL 3 luku 2 §, nk. yleinen luvanvaraisuus) sekä erikseen hankkeet, jotka ovat aina luvanvaraisia (VesiL 3 luku 3 §). Lupa haetaan aluehallintovirastosta (AVI), ja sen valmistelussa pyydetään ELY-keskukset lausunto. Maa-aineksen ottamisesta vesistön pohjasta on tehtävä ilmoitus ELY-keskukselle 30 päivää ennen toimenpidettä, jos hankkeen toteuttamiseen ei tarvita em. pykälissä mainittua lupaa (alle 500 m³:n ruoppaukset) (VesiL 2 luku 15 §).

Jos luvan hakijalla tai ilmoituksen tekijällä ei olisi tietoa vedenalaisten luontotyyppien esiintymisestä hankekohteella, turvaamisen toteutumisessa keskeistä olisi luontotyyppiesiintymiä koskevan paikkatiedon olemassaolo ja saatavuus viranomaiskäyttöön. Toistaiseksi kaikilta alueilta ei ole olemassa riittävää, tuoretta inventointitietoa luontotyyppien esiintymisestä. Tällöin on harkittava, onko hankealueella olevan muun, esim. pohjanlaatua ja rannan suojaisuutta koskevan tiedon valossa syytä olettaa, että hanke muuttaisi vedenalaisen, vesilain nojalla suojellun luontotyyppien luonnon tilaa. Lain toimivuuden kannalta olisi keskeistä

ratkaista, milloin toimijoilta tulee edellyttää vedenalaista selvitystä vesilain luontotyyppien esiintymisestä. Tätä varten tarvittaisiin viranomaisohje mm. siitä millä seuduilla, minkälaisilla pohjilla ja ympäristöissä on syytä edellyttää vedenalaisluontotyyppien esiintymisestä. Vedenalaisluontotyyppien esiintymisestä. Vedenalaisluontotyyppien esiintymisestä. Vedenalaisluontotyyppien esiintymisestä. Vedenalaisluontotyyppien esiintymisestä. Vedenalaisluontotyyppien esiintymisestä. Vedenalaisluontotyyppien esiintymisestä. Vedenalaisluontotyyppien esiintymisestä. Vedenalaisluontotyyppien esiintymisestä. Vedenalaisluontotyyppien esiintymisestä. Vedenalaisluontotyyppien esiintymisestä.

Vedenalaisten luontotyyppien ja niiden kannalta tärkeiden tekijöiden esiintymisestä tulee jatkuvasti lisää tietoa esim. Vedenalaisen meriluonnon monimuotoisuuden inventointiohjelman (VELMU) ja Geologian tutkimuskeskuksen (GTK) vedenalaisten tutkimusten myötä. Tällä hetkellä GTK on inventoinut noin 12 % Suomen merialueen pinta-alasta, ja koska inventointi on tarkoituksellista, kartoitukset ovat usein kohdistuneet suojelualueille tai alueille, joilla on raaka-aineita, kuten merisoraa ja -hiekkaa (Aarno Kotilainen ja Anu Kaskela, Geologian tutkimuskeskus, kirj. tiedonanto 2.7.2012). Sora- ja hiekkapohjat ovat keskeisiä ympäristöjä myös tässä selvityksessä vesilain nojalla suojeltaviksi esitettävien vedenalaisten luontotyyppien kannalta. VELMUn myötä kertyy lajisto- ja luontotyyppitietoa havaintopisteistä (n. 17 000 kpl), joiden perusteella pystytään mm. mallintamaan lajien ja luontotyyppien esiintymistä merialueilla. VELMU-inventoinnit jatkuvat vuoteen 2015 asti (Markku Viitasalo, SYKE, VELMU-tiedotustilaisuus 9.5.2012).

Jos siis vesilain 3 luvun 2 §:n tai 3 §:n mukaisen luvan hakijan tai 2 luvun 15 §:n mukaisen ilmoituksen tekijän hankealueella olisi AVI:n tai ELY-keskuksen tiedossa vesilain suojeltavaa luontotyyppiä, toimija ohjattaisiin hakemaan vesilain 2 luvun 11 §:n mukaista poikkeuslupaa luontotyyppien vaarantamiseen. Jos taas kohteelta ei ole tiedossa vesilain luontotyyppiä, tulisi AVI:n lupavalmistuksessaan ja ELY-keskuksen siitä lausuntoa antaa tai ilmoitusmenettelyssä ilmoituksen saatuaan arvioida onko mahdollista, että alueella voisi olla vesilain luontotyyppiä. Jos kohde on alueella, jolla esim. viranomaisohjeessa määriteltyjen kriteerien ja olemassa olevan paikkatiedon perusteella on syytä epäillä esiintyvän vesilain vedenalaista luontotyyppiä, hankkeen toteuttajalta vaadittaisiin vedenalaista lisäselvitystä. Hankkeissa, joissa vaaditaan YVA-selvitys, vedenalaistutkimus tehdään joka tapauksessa.

Myös vesilain nojalla nykyisin turvattujen fladon ja kluuvijärvien tunnistaminen voi olla maallikolle vaikeaa, ja niihin liittyvä lainsäädäntö sekä

hankkeiden lupa- ja ilmoituspykälät tunnetaan melko heikosti. Tästä johtuen kohteiden turvaaminen käynnistyy usein vasta, kun hanke tulee jotain kautta viranomaisten tietoon. Fladojen ja kluuvijärvien turvaamisen tehostamista käsitellään luvussa 3.4.2.

Vedenalaisten meriluontotyyppien esiintymiä voitaisiin turvata myös luonnonsuojelulain 29 §:n perusteella, mutta inventoiminen ja rajauspäätösten tekeminen lisäisi todennäköisesti enemmän ELY-keskusten viranomaistyötä kuin edellä kuvattu turvaaminen vesilailla. Vedenalaistyö vaatii erityisosaamista ja -kalustoa. Yhteisillä vesialueilla, joita myös merialueilla on paljon, vesialueoikeuden omistajien selvittäminen on usein työlästä (Salminen, M. 2012). Meriajokas- ja näkinpartaisniittyjen vuosittaisen vaihtelun ja esiintymien vähittäisen siirtymisen huomioiminen rajauspäätöksissä voi olla vaikeaa.

Olisi syytä arvioida, tarvitaanko vedenalaisten luontotyyppien suojeluun vesilakiin uudenlainen sääntely, joka ottaisi huomioon niiden turvaamisen erityiskysymykset, jotka liittyvät heikkoon havaittavuuteen, esiintymien vuosittaiseen vaihteluun sekä kasvaviin uhkiin. Erityisesti merihiekan otto on kasvava uhka etenkin vedenalaisille harjuille. Maalla sijaitsevien sora- ja hiekkaesiintymien hyö-

dyntämisen kustannusten noustua on merialueen esiintymien hyödyntäminen tullut taloudellisesti kannattavammaksi. Toistaiseksi merihiekan- ja soranotto on ollut vähäistä verrattuna maalta otettavaan soran ja hiekan ottomääriin.

Meriajokasniittyistä ja näkinpartaisniittyistä on tässä selvityksessä käytetty määritelmiä, jotka vastaavat Itämeren suojelukomissiossa (HELCOM) vuoden 2013 aikana valmistuvan Itämeren alueen lajien ja luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnin luontotyyppiluokittelua (HELCOM/EUNIS-luokittelu). Kyseistä luokittelua käytetään vedenalaisissa inventoinneissa (esim. VELMU). Samojen määritelmien käyttäminen sekä lainsäädännössä että inventoinneissa varmistaisi sen, että kerätty tieto tukee hyvin lainsäädännön soveltamista.

Kehittämisehdotus:

- Uhanalaisten vedenalaisten meriluontotyyppien esiintymistä kootaan paikkatiedot tietokantaan, joka on laajasti viranomaisten ja asiantuntijoiden käytettävissä. Tähän tarkoitukseen voisi sopia ympäristöhallinnon SALT-tietojärjestelmä, jos sen yhteiskäyttöisyyttä laajennetaan muihin alueidenkäytön ja -suunnittelun toimijoihin.

4.6.1

Meriajokasniityt



Meriajokasniittyjä esiintyy hiekkapohjilla 1–8 metrin syvyydessä.

Kuva: Pekka Tuuri

Meriajokkaan (*Zostera marina*) muodostamia kasvustoja esiintyy pohjoisella Itämerellä pääasiassa 1–8 metrin syvyydessä hiekkavaltaisilla pohjilla suhteellisen avoimilla paikoilla (Boström 2001; Boström ym. 2002, 2004). Meriajokaskasvustot sta-

biloivat pohjasedimenttiä ja tarjoavat elinympäristön suurelle joukolle selkärangattomia eläimiä, jotka eivät tule toimeen kasvittomilla hiekkapohjilla (Boström ja Bonsdorff 2000, 1997; Boström ym. 2002). Meriajokaskasvustot toimivat myös kalojen



Meriajokkaan (*Zostera marina*) muodostamat kasvustot taantuvat herkästi esimerkiksi ankkuroinnin seurauksena. Kuva: Heidi Arponen

kutualueina ja tärkeinä poikasvaiheen elinympäristöinä (Heck ym. 2003). Suomen merialueella meriajokasniittyjä esiintyy lounaisilla merialueilla Ahvenanmaalla, Saaristomerellä sekä Suomenlahdella. Levinneisyyttä rajoittaa veden matala suolapitoisuus.

Meriajokasniityt on arvioitu Suomessa erittäin uhanalaisiksi (EN) etenkin Ahvenanmaalla ja Saaristomerellä havaitun vedenlaadun heikkenehmissä perusteella. Suomenlahden ja Selkämeren meriajokasniityt on katsottu puutteellisesti tunnetuiksi (DD). Määrällistä tietoa meriajokasniittyjen taantumisesta ei toistaiseksi ole. Meriajokasniittyjä uhkaavat rehevöitymisen lisäksi merihiekkanotto, ruoppaukset, vesiliikenne ja ankkurointi. (Mäkinen ym. 2008)

Luontotyyppiä uhkaa myös ilmastonmuutos ja sen vaikeasti ennakoitavat seuraukset kuten muutokset maalta tulevassa valunnassa, sadannassa ja lämpötiloissa sekä näiden aiheuttamat muutokset veden lämpötilassa ja suolaisuudessa. Muutokset saattavat entisestään lisätä Itämeren rehevöitymistä, mutta myös vaikeuttaa meriajokkaan lisääntymistä. Itämeren alhaisen suolapitoisuuden vuoksi meriajokas lisääntyy vain kasvullisesti eikä lainkaan siemenistä, eikä lajin leviämisen tehokkuudesta ole varmaa tietoa. Ilmastonmuutoksen myötä sadannan kasvaessa Itämeren suolapitoisuus saattaa laskea entisestään. Meriajokkaan lisääntymiseen suvuttomasti liittyy muitakin riskejä. Populaatiot ovat geneettisesti eristyneitä ja populaatioiden välinen geenivirta on erittäin alhainen (Olsen ym. 2004). Jos jokin pohjoisen Itämeren populaatioista häviää, todennäköisyys

lajin leviämiseksi alueelle uudestaan on erittäin alhainen. Meriajokasniittyjen ennallistaminen eli palauttaminen hävinneille kasvupaikoille on hyvin kallista (Tullrot 2009).

Meriajokkaan taantuminen on havaittu kautta Euroopan ja maailmanlaajuisesti (Tullrot 2009). Meriajokkaan tutkimiseksi ja suojelun tehostamiseksi on käynnistynyt useita tutkijayhteistyötä parantavia hankkeita, esim. Nordic Seagrass Network, jonka tavoitteena on mm. lisätä tietoa meriajokasniittyistä ja helpottaa tutkijayhteistyötä, sekä COST (European Cooperation in Science and Technology) -hanke "Seagrass productivity: from genes to ecosystem management", jossa tavoitteena on mm. tuottaa tietoa meriajokasniittyjen tuottamista ekosysteemipalveluista sekä määrittellä meriajokasniittyjen suojelemiseksi tarvittavia toimenpiteitä. Myös muita pohjoismaisia hankkeita on käynnistymässä liittyen meriajokkaan esiintymiseen, seurantaan, tutkimukseen sekä tiedon välittämiseen.

Meriajokasniittyjä on ehdotettu Suomen vastuuluontotyyppiä (Raunio ym. 2008). Ruotsissa meriajokasniityt kuuluvat luontotyyppisuojelemaan piiriin (Ruotsin luontotyyppisuojelemaan tarkemmin luvussa 6). Ruotsissa mm. ruoppaaminen, rakentaminen, räjäytystyöt, ankkurointi sekä ravinnepäästöt on katsottu meriajokasniittyjä vahingoittaviksi toimenpiteiksi, jotka voivat edellyttää poikkeuslupaa (Naturvårdsverket 2012). Meriajokasniityt kuuluvat suojeltuihin luontotyyppisiin myös mm. Saksassa (Act on Nature Conservation... 2009; Riecken 2002).

Meriajokas ja sen yleisenä seuralaislajina esiintyvä merihapsikka (*Ruppia maritima*) on arvioitu silmälläpidettäväksi (NT) lajeiksi (Rassi ym. 2010). Kalojen ja selkärangattomien kokonaislajimäärä meriajokaskasvustoissa on huomattavan korkea verrattuna kasvittomiin hiekkapohjiin (Boström ja Bonsdorff 1997; Boström ym. 2000, 2002), mutta mahdollisesti taantuneiden lajien osuutta ei tiedonpuutteen vuoksi voida arvioida. Suomessa valtaosa meriselkärangattomista on jätetty uhanalaisuusarviointien ulkopuolelle.

Vaikka Suomen merialueilla huomattava osa meriajokkaan taantumisesta johtuu todennäköisesti rehevöitymisen aiheuttamasta veden laadun heikkenemisestä sekä tulevaisuudessa mahdollisesti voimistuvista ilmastomuutoksen vaikutuksista, on yksittäisten kasvustojen suojaaminen fyysisessä ympäristössä tapahtuvilta toimilta perusteltua, koska kasvustojen palautuvuus on hyvin heikko ja niiden ekologinen merkitys muulle lajistolle hyvin suuri. Esimerkiksi merihiekan otto lisääntyy todennäköisesti tulevaisuudessa ja eri tarkoituksiin tehdyt ruoppaukset tuhoavat kasvustoja. Suomen merialueen esiintymät edustavat Itämeren alueen ääriesiintymiä.

Ruotsissa meriajokasniityt voivat suurimmillaan olla 20 hehtaarin kokoisia, eikä suojeltavien meriajokasniittyjen minimikokoa ole määritelty (Naturvårdsverket 2012). Meriajokasniityt voivat olla muutamien neliömetrien kokoisia, mutta ainakin useiden kymmenien neliömetrien niityt ovat

Suomen merialueilla suojelun arvoisia. Luonnon-tilaisen, hyväkuntoisen meriajokasniityn ominaispiirteitä ovat koskematon ja puhdas hiekkapohja, hyvä veden laatu ja kirkasta vettä indikoiva korkea näkösyvyys, tiheät ja kookkaat meriajokaskasvustot ja muu hyväkuntoinen uposkasvillisuus, kasvillisuutta varjostavien rihmalevien vähäisyys sekä elinvoimaiset ja monimuotoiset selkärangattomien ja lehtifaunan muodostamat yhteisöt.

Lajimallinnuksella (Downie ym. 2013) on meriajokkaalle sopivan alueen pinta-alaksi arvioitu Saaristomeren alueella 1 500–3 000 ha. Ahvenanmaa ja Suomenlahti mukaan lukien meriajokkaalle sopiva alue on vähintään 3 000 ha (Boström ym. 2013, tekeillä). Mallinnetusta pinta-alasta todennäköisesti vain osalla esiintyy varsinaisia meriajokasniittyjä, joten meriajokasniittyjen yhteenlaskettu pinta-ala on todennäköisesti alle 3 000 ha. Tunnetuista meriajokasesiintymistä 38 % on kokonaan tai osin suojelualueilla ja 61 % on kokonaan tai osin suojelualueilla tai Natura 2000 -alueilla. Vedenalaisen meriluonnon monimuotoisuuden inventointiohjelman (VELMU) ja muiden vedenalaista luontoa selvittävien hankkeiden myötä tiedot meriajokasniittyjen esiintymisestä tarkentuvat.

Meriajokasniityistä koottua tietoa on laajemmin liitteessä 2/12.

Kehittämisehdotus:

- Meriajokasniityt luetaan vesilain nojalla turvattavaksi luontotyypiksi.



Kuva: Heidi Arponen

Näkinpartaisniityt



Punanäkinpartaa (*Chara tomentosa*) pehmeällä sedimenttipohjalla.

Kuva: Juho Lappalainen

Näkinpartaisniityt ovat pehmeillä pohjilla esiintyviä, näkinpartaislajien vallitsevia vedenalaisia kasviyhteisöjä. Avoimilla matalilla hiekkapohjilla näkinpartaisniityn muodostaa tavallisimmin mukulanäkinparta (*Chara aspera*), jonka joukossa esiintyy harvakseltaan muita lajeja kuten itämerennäkinpartaa (*C. baltica*), karvanäkinpartaa (*C. canescens*) ja merisykeröpartaa (*Tolypella nidifica*). Mukulanäkinpartan muodostamat pienialaiset niityt lienevät kaikkein tavallisimpia ja yleisimpiä näkinpartaisniittyjä koko rannikolla. Suojaisemmissa lahdenpoukamissa ja fladoissa tavataan itämerennäkinpartan muodostamia yhteisöjä. Kaikkein suojaisimmista kasvupaikoista löytyvät punanäkinpartan (*C. tomentosa*) muodostamat laajat niityt, joita useimmiten tavataan eri kehitysasteen fladoissa. Harvinaisempia niittyjen muodostajia ovat hapranäkinparta (*Chara globularis*), piikkinäkinparta (*C. horrida*) ja tähtimukulaparta (*Nitellopsis obtusa*). Pohjoisempana Perämeren näkinpartaisniityillä tavataan mukulanäkinpartan lisäksi makeanveden ja vähäsuolaisen murtoveden lajeja, kuten hapranäkinpartaa ja sironäkinpartaa (*C. virgata*) sekä lisäksi silopartalajeja (*Nitella* spp.) kuten järvisilopartaa (*N. flexilis*) ja hauensilopartaa (*N. opaca*).

Näkinpartaisniityt arvioitiin luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnissa erittäin uhanalaisiksi (EN). Tarkempia tietoja esiintymisestä ja esiintymien taantumisesta on kuitenkin vain muutamilta alueilta, ja arvio perustuu lähinnä pohjan laadun

muutoksiin, jotka ovat seurausta Itämeren rehevöitymisestä. Nopeutunut ruovikoituminen eli järviruo'on aiheuttama rantojen umpeenkasvu on vienyt näkinpartaisilta sopivia elinympäristöjä. Rehevöitymisen ja umpeenkasvun lisäksi rantaja vesistö rakentaminen, ruoppaukset ja läjitykset, vesiliikenne ja ankkurointi, vesiliikenteen kasvuun liittyvät riskitekijät kuten mahdolliset öljyonnettomuudet uhkaavat näkinpartaisniittyjä. (Mäkinen ym. 2008)

Näkinpartaisniittyjä esiintyy olosuhteiltaan sopivissa paikoissa koko Suomen rannikolla. Perämerellä loivasti viettävillä pohjilla mukulanäkinpartan muodostamat näkinpartaisniityt jatkuvat parhaimmillaan useita kilometrejä muodostaen selviä vyöhykkeitä syvyyden mukaan, muualla esiintymät ovat enimmäkseen pienempiä (Jouni Leinikki, Alleco Oy, kirj. tiedonanto 23.4.2012). Kasvustojen tiheys ja laajuus indikoivat niiden hyväkuntoisuutta. Kasvustot ovat hyväkuntoisimpia kirkkaassa, näkösyvyydeltään korkeassa vedessä, kun rihmaleviä on vähän tai ne puuttuvat. Hyväkuntoisissa luonnontilaisissa kasvustoissa selkärangattomien ja lehtifaunan muodostamat yhteisöt ovat myös elinvoimaisimpia ja monimuotoisia. Näkinpartaisniittyjä on ehdotettu Suomen vastuuluontotyyppiä (Raunio ym. 2008).

Näkinpartaiskasvustoilla on suuri ekologinen merkitys. Tiheet kasvustot sitovat paljon ravinteita ja niiden seassa esiintyy paljon makroskooppisia



Punanäkinparta (*Chara tomentos*) voi muodostaa tiheitä ja laajoja kasvustoja.
Kuva: Juho Lappalainen

selkärangattomia eläimiä ja kalanpoikasia. Näkinpartaislajeista useat ovat uhanalaisia tai silmälläpidettäviä. Harmaanäkinparta (*Chara contraria*) on arvioitu äärimmäisen uhanalaiseksi (CR), piikkinäkinparta (*Chara horrida*) erittäin uhanalaiseksi (EN) ja hentosiloparta (*Nitella gracilis*), kalvassiloparta (*Nitella hyalina*), silonäkinparta (*Chara braunii*) ja tähtimukulaparta (*Nitellopsis obtusa*) vaarantuneiksi (VU). Silmälläpidettäviksi (NT) on arvioitu kalkkinäkinparta (*Chara intermedia*), pohjannäkinparta (*Chara strigosa*) ja tummasiloparta (*Nitella batrachosperma*). Yksikään näkinpartaislaji ei ole tällä hetkellä luonnonsuojelulain 47 §:n mukainen erityisesti suojeltava laji, eikä viimeisimmässä uhanalaisuustarkastelussa niitä ehdotettu lisättäviksi erityisesti suojeltaviksi lajeiksi. (Rassi ym. 2010)

Näkinpartaisniittyjen esiintymät tunnetaan toistaiseksi vielä heikosti. Eri hankkeissa kootussa aineistossa, johon liitteessä 2/13 esitetty kartta ja suojelutilannetarkastelu perustuvat, on tunnistettu noin 300 mahdollista näkinpartaisniittyesiintymää, joista yli puolet on Ahvenanmaan rannikolta, mutta aineisto ei ole kattava eikä esiintymien laajuutta ole arvioitu. VELMUn ja muiden vedenalaista luontoa selvittävien hankkeiden myötä tiedot näkinpartaisniittyjen esiintymisestä tarkentuvat. Luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnin Itämeri-ryhmässä on arvioitu, että luontotyyppiä esiintyisi Suomen merialueella 3 000–20 000 ha. Arvio on epävarma

perustuen ryhmän asiantuntijoiden näkemykseen näkinpartaisniittyjen koosta sekä arvioon luontotyyppien esiintymien yleisyydestä. Edellä mainitun näkinpartaisniittyaineiston kohteista alle 1 % on kokonaan tai osin luonnonsuojelualueilla ja 15 % on kokonaan tai osin luonnonsuojelualueilla tai Natura 2000 -alueilla. Lisäksi luonnontilaisten alle 10 hehtaarin fladojen näkinpartaisniittyjä turvaa vesilain 2 luvun 11 §.

Vaikka rehevöityminen on näkinpartaisniittyjen keskeinen uhka, on herkkien kasvustojen turvaaminen fyysisessä ympäristössä tapahtuvilta toimilta perusteltua, koska niiden ekologinen merkitys muulle lajistolle on paikallisesti suuri. Näkinpartaisniittyjen suojele turvaisi samalla useiden uhanalaisten lajien esiintymiä.

Näkinpartaisniityistä koottua tietoa on laajemmin liitteessä 2/13.

Kehittämisehdotus:

- Näkinpartaisniityt luetaan vesilain nojalla turvattavaksi luontotyyppiä.
- Vesilain mukaista fladojen suojele tehostetaan (ks. luku 3.4.2). Tämä edistää erityisesti punanäkinpartojen kasvustojen turvaamista.

Vedenalaiset harjut



Harjumuodostumien vedenalaiden osien turvaamista tulisi tehostaa.

Kuva: Seppo Tuominen

Vedenalaiset harjut ovat merialueella esiintyvien harjujen ja reunamuodostumien vedenalaisia osia. Harjut ovat syntyneet jäätikön sulamisvesien kuljettamasta, verraten hyvin lajittuneesta hiekka-, sora- ja kiviaineksesta. Varsinaisten harjujen lisäksi luontotyyppiin lasketaan kuuluviksi myös jäätikön reunamuodostumat kuten Salpausselät niiltä osin kun merenpohjan maa-aines on lajittunut. Harjuselänteet ovat usein ainakin avoimilla rannikkoalueilla rantavoimien mataliksi ja laakeiksi muotoilemia. Syvemmillä pohjilla harjut ovat usein jääkauden jälkeisten sedimenttikerrostumien peittämiä. Luontotyyppi rajataan pääasiassa merenpohjan maa-aineksen ja geomorfologian mukaan.

Luontotyyppin vedenalainen kasvillisuus koostuu lähinnä putkilokasveista ja yksivuotisista rihmaleivistä. Satunnaisesti esiintyvillä kivillä voi olla myös monivuotisia makroleviä. Murtoveden sekä maankohoamisen vaikutukset ilmenevät eri kasvillisuustyypin suksessiona. Avoimilla ulkomeren alueilla olevat harjualueet ovat kuitenkin usein liian syviä kasveille tai jos ne ovat matalia, ne ovat liian alttiita aallokelle, eikä monivuotista kasvillisuutta pääse kehittymään. Matalilla ja suojaisilla alueilla vedenalaiset harjut muodostavat monimuotoisia hiekkapohjien eliöyhteisöjä. Meriajokasniittyjä esiintyy harjumuodostumien yhteydessä, vähäisessä määrin myös näkinpartaisniittyjä.

Vedenalaisia harjuja ei arvioitu luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnissa omana tyyppinään. Osa vedenalaisista harjuista sisältyy vaarantuneeksi (VU) arvioituihin harjusaariin, joihin kuuluvat myös saarien vedenalaiset osat (Kekäläinen ym. 2008). Uhanalaisiksi arvioiduista Itämeren veden-

alaisista luontotyypeistä vedenalaisten harjujen yhteydessä esiintyy erittäin uhanalaisiksi arvioituja (EN) meriajokasniittyjä sekä vaarantuneiksi (VU) arvioituja uposkasvivaltaisia pohjia ja näkinpartaisniittyjä (Mäkinen ym. 2008). Itämeren harjusaaria on ehdotettu Suomen vastuuluontotyyppiksi (Raunio ym. 2008).

Harjusaaret ovat myös luontodirektiivin yhteisön tärkeänä pitämä luontotyyppi (Neuvoston direktiivi 92/43/ETY, liite I). Tällä hetkellä luontotyyppin suojelutaso on ”epäsuotuisa–riittämätön” (Ympäristöhallinto 2009).

Vedenalaisten harjujen kannalta keskeisiä uhkia ovat merihiekan- ja -soranotto, vesiliikenne, laivaväylät ja ankkurointi, ruoppaus ja läjitys sekä rehevöityminen. Vaikka harjumuodostumien määrä on toistaiseksi säilynyt lähes ennallaan, ihmistoiminta on vaikuttanut niiden luonnontilaan laajasti. Soranottoa on kohdistunut harjusaarten vedenalaisiin osiin ja vedenalaisten hiekka- ja soraumuodostumien hyödyntäminen lisääntyy todennäköisesti tulevaisuudessa. Veneily ja siihen liittyvät satamat, väylät ja ankkurointipaikat aiheuttavat merenpohjan hiekan liikkumista ja pohjan likaantumista. Ruoppaus saattaa muuttaa paikallisia virtauksia, mikä kuluttaa vedenalaisia muodostumia. Itämeren rehevöityminen on vähentänyt veden näkösyvyyttä ja lisännyt rihmalevien määrää ja pohjan liettymistä. (Kekäläinen ym. 2008)

Merihiekan- ja -soranoton vaikutukset ovat erittäin laajat. Maa-ainesten ottaminen merenpohjasta tuhoaa pohjaeliöstön. Yleensä pohjaeliöstö normalisoituu uutta syvyyttä vastaavaan tilaan. Matalilla alueilla syvyysmuutokset voivat olla suhteellisesti

suurempia, jolloin myös vaikutukset pohjaelinyhteisöön ja kasvillisuuden koostumukseen ovat suurempia. Noston yhteydessä tapahtuu veden samentumista, joka yleensä on tilapäistä ja paikallista, mikäli alueella ei esiinny kovia virtauksia. Samentuminen heikentää vesikasvien ja kalojen elinolosuhteita ja voi kiihdyttää rehevöitymistä pohjan ravinteiden liuetessa veteen. Lisääntynyt sedimentaatio tukahduttaa vesikasvillisuutta, ja samea vesi karkottaa kalat veteen liunneen kiintoaineen kertyessä kalojen kiduksiin ja vaikeuttaessa hapenottoa. Hiekan- tai soranotto voi myös aiheuttaa haittaa kalojen lisääntymisalueille joko pohjan tuhoutuessa fyysisesti noston yhteydessä tai lisääntyneen sedimentaation takia. (Ympäristöministeriö 1987)

Vedenalaisten harjujen esiintymisen painopisteet ovat Suomenlahdella, Saaristomerellä ja Perämerellä. Geologian tutkimuskeskus (GTK) on kartoittanut vuoden 2012 lopulla 18 % Suomen merialueesta (Anu Kaskela, Geologian tutkimuskeskus, kirj. tiedonanto 31.10.2012). Koska GTK tekee tarkoituksellista kartoitusta, inventointi on usein kohdistunut suojelualueille sekä alueille, joissa on raaka-aineita kuten merisoraa ja hiekkaa. Tästä johtuen merisora- ja hiekkaesiintymiä on kartoitettu suhteellisesti enemmän kuin muita pohjia.

Kun merialueesta oli kartoitettu 12 %, kartoitettua alueesta oli noin 31 000 ha hiekkaa ja soraa (taulukko 29). Näistä esiintymistä arviolta 80 % kuuluu varsinaisiin harju- ja reunamuodostumiin (Aarno Kotilainen, Geologian tutkimuskeskus, kirj. tiedonanto 31.10.2012). Jos hiekka- ja sora- muodostumia olisi kartoittamattomilla alueilla samassa suhteessa kuin tähän mennessä on löytynyt, olisi harjuja ja harjujen reunamuodostumia vajaa 200 000 ha, mutta kartoitusten painottuessa sora- ja hiekkaesiintymiin kokonaispinta-ala on todennäköisesti selvästi vähäisempi. Muodostumien

Taulukko 29. Geologian tutkimuskeskuksen kartoittamat hiekka- ja soraesiintymät Suomen merialueilla, kun merialueesta oli kartoitettu 12 %. Lähde: Geologian tutkimuskeskus.

Alue	Pinta-ala (ha)
Suomenlahti	8 900
Saaristomeri	10 900
Selkämeri	1 300
Merenkurkku	500
Perämeri	9 200
Yhteensä	30 800

keskikoko on noin 28 ha, mutta kokovaihtelu on suurta (mediaani kolme hehtaaria, maksimi 1 800 ha). GTK:n aineiston hiekka- ja sora- muodostumista 15 % on luonnonsuojelualueilla ja 41 % Natura 2000 -alueilla. Kartoituksen painottuessa suojelualueille luontotyyppiin todelliset suojeluosuudet lienevät pienempiä.

Luontotyyppiin on tässä luettu harjut ja aineksestaan lajittuneet reunamuodostumat, jolloin myös Salpausselkien jatkeet ovat mukana niiltä osin, kuin ne ovat hiekkaa tai soraa. Tämän hetkisen tiedon perusteella tämä kattaa merkittävän osan Suomen merialueen hiekka- ja soraesiintymistä. Turvattavaa luontotyyppiä onkin syytä täsmentää edelleen sekä lajistollisen että geologisen monimuotoisuuden perusteella. Olisi syytä määrittellä tarkemmin ne eliöyhteisöt ja muut lajistolliset arvot, joiden turvaaminen on vedenalaisen harjuluonnon suojelussa keskeistä. Luontotyyppiin määritelmää olisi mahdollista tarkentaa morfologian perusteella (esim. ympäristöään vähintään viisi metriä korkeammalle kohoavat muodostumat). Toisaalta esim. meriajokasniittyjä esiintyy etenkin laakeilla hiekkapohjilla, ei niinkään jyrkemmällä harjupohjilla.

Maa-ainesten ottaminen vesialueelta edellyttää vesilain mukaista lupaa kotitarveottoa lukuun ottamatta (vesilaki 3 luku 3 §). Vedenalaisten harjujen turvaaminen tehostuisi, jos ne olisivat suojeltava luontotyyppi vesilain 2 luvun 11 §:ssä, jolloin poikkeusluvan myöntäminen edellyttäisi harkintaa luontotyyppiin suojelutavoitteiden vaarantumisesta. Meriajokasniittyjä esiintyy vedenalaisten harjumuodostumien yhteydessä, mutta merkittävässä määrin myös niiden ulkopuolella, joten vedenalaisten harjumuodostumien turvaaminen vesilain nojalla ei yksinään riitä meriajokasniittyjen kaltaisen hyvin uhatun ja harvinaisen luontotyyppiin turvaamiseen. Näkinpartaisniittyjä esiintyy jossain määrin harjumuodostumien yhteydessä, mutta huomattavasti enemmän muunnellaisilla pohjilla.

Vedenalaisista harjuista koottua tietoa on laajemmin liitteessä 2/14.

Kehittämisehdotus:

- Vedenalaiset harjut luetaan vesilain nojalla turvattavaksi luontotyyppiksi. Sitä ennen tarkennetaan luontotyyppiin määritelmää esim. harjumaisuuden ja arvokkaiden eliöyhteisöjen osalta.

Uusien luontotyyppien lainsäädännöllisen turvaamisen vaikutuksista

Luonnonsuojelulain (29 §), metsälain (10 §) ja vesilain (2 luvun 11 §) luontotyyppisuojeleusäädöksiä ehdotetaan täydennettäväksi yhteensä 15 uhanalaisella luontotyyppillä, kun edellä tarkasteltujen luontotyyppien lisäksi mukaan luetaan myös luvussa 5 tarkasteltavat karukkokankaat. Niille ehdotetaan muita toimenpiteitä täydentäväksi keinoksi lisäämistä metsälain erityisen tärkeäksi elinympäristöksi. Ehdotettujen luontotyyppien nykyistä parempi turvaaminen edistäisi myös lajien suojelua, sillä useimmat ehdotetut luontotyyppit ovat erityisen merkittäviä lajistokeskittymiä ja tärkeitä uhanalaisten lajien elinympäristöjä. Useat ehdotetuista luontotyypeistä ovat myös luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnin yhteydessä nimettyjä Suomen kansainvälisiä vastuuluontotyyppisiä, joiden esiintyminen Euroopassa painottuu Suomeen.

Ehdotettujen luontotyyppien valinta perustuu ennen muuta niiden luontoarvojen turvaamistarpeeseen, mutta valinnassa on otettu huomioon myös luontotyyppien soveltuvuus nykyisen kaltaiseen luontotyyppisuojeeluun mm. luontotyyppin kokonaisalan ja uhkatekijöiden suhteen. Ehdotus pyrkii olemaan maltillinen ja ottamaan huomioon käytettävissä olevat voimavarat. Tavoitteena on olemassa olevien lainsäädännöllisten keinojen nykyistä tehokkaampi hyödyntäminen. Uusien luontotyyppien lisääminen lainsäädännön piiriin aiheuttaa kuitenkin mm. inventointitarvetta.

Raportissa esitetyistä luontotyyppikohtaisista tarkasteluista käy ilmi, että ehdotettujen luontotyyppien pinta-alojen arviointi on usein vaikeaa, ja eri lähteisiin perustuvat pinta-ala-arviot voivat vaihdella hyvinkin paljon. Tämä vaikeuttaa luontotyyppien lakisäätöisen turvaamisen taloudellisten ja sosiaalisten vaikutusten arviointia. Jotta vaikutusten suuruusluokasta saisi suuntaa-antavan käsityksen, liitteeseen 3 on koottu yleispiirteisellä tasolla tietoa ehdotettujen luontotyyppien suojelemattomien esiintymien pinta-aloista, esiintymien koosta, omistussuhteista, nykyisestä maankäytöstä ja sen rajoituksista.

Luonnonsuojelulain 29 §:n uusiksi suojeltaviksi luontotyypeiksi ehdotettavien luontotyyppien arvioitu yhteispinta-ala on 4 000–9 000 hehtaaria (liite 3). Näitä luontotyyppisiä on seitsemän, ja kuudella niistä suojelemattomien esiintymien pinta-ala arvioidaan alle tuhanneksi hehtaariksi. Luontotyyppi-

pien nykyistä käyttöä esimerkiksi metsätalouteen vaikeuttavat mm. tulvat ja heikko metsänkasvu. Useat luontotyyppit ovat METSO-elinympäristöjä, mutta vapaaehtoisuuteen perustuva METSO-ohjelma ei riitä turvaamaan näiden harvinaisten elinympäristöjen monimuotoisuusarvoja. Ultraemäksisten maiden metsien, serpentiinikallioiden ja kalkkikallioiden esiintymiä sijaitsee kaivannais-teollisuuden kannalta kiinnostavilla alueilla. Monilla ehdotetuista luontotyypeistä on merkittävässä määrin esiintymiä valtion mailla – ainoastaan Etelä-Suomen tulvametsien esiintymät ovat lähes pelkästään yksityismailla.

Metsälain 10 §:n uusiksi erityisen tärkeiksi elinympäristöiksi ehdotettujen viiden luontotyyppin arvioitu yhteispinta-ala on suuruusluokaltaan vajaat 300 000 ha (liite 3). Suurin pinta-ala on aitokorvilla ja pienin harjumetsien valorinteilla. Elinympäristöt ovat nykyisin metsätalouksikäytössä, mutta niiden turvaamisen tärkeys on yleensä tiedostettu metsätalouden piirissä, ja useimmat niistä otetaan jo ainakin osin huomioon metsäsertifoinnissa ja metsänhoitosuosituksissa. Harjumetsien valorinteille ja dyynimetsille ei ehdoteta luopumista metsätalouksikäytöstä, vaan sitä voidaan jatkaa luontotyyppien ominaispiirteet turvaavalla tavalla. Neljä viidestä luontotyyppistä on METSO-elinympäristöjä, mutta METSO-ohjelma ei ole ainakaan toistaiseksi turvannut niitä riittävästi. Metsälain erityisen tärkeiksi elinympäristöiksi ehdotetut luontotyyppit sijaitsevat pääosin yksityismailla lukuun ottamatta karukkokankaita ja dyynimetsiä, joiden levinneisyys painottuu pohjoiseen.

Vesilain 2 luvun 11 §:n uusiksi suojeltaviksi luontotyypeiksi ehdotettujen Itämeren vedenalaisten luontotyyppien pinta-alojen arviointi on selvästi vaikeampaa kuin maaluontotyyppien. Pienialaisin luontotyyppi on meriajokasniityt noin tuhannen hehtaarin kokonaispinta-alallaan ja laajin vedenalaiset harjut yli 100 000 hehtaarin pinta-alallaan (liite 3). Näkinpartaisniittyjen pinta-ala on selvästi lähempänä meriajokasniittyjen kuin vedenalaisten harjujen pinta-alaa. Nykyisin luontotyyppien esiintymiä uhkaavat vesiliikenne ja virkistyskäyttö, ja etenkin vedenalaisten harjujen ja meriajokasniittyjen esiintymät ovat potentiaalisia merihiekan ottoalueita. Lähimpänä rantaa sijaitsevat esiintymät ovat yleensä kylien yhteisiä vesialueita, kun taas kauempana rannikosta ja saarista sijaitsevat esiintymät ovat valtion aluevesillä.

Tämä raportti keskittyy luontotyyppien luonnontieteelliseen tarkasteluun, ja on tarpeen erikseen arvioida ehdotusten taloudellisia ja sosiaalisia vaikutuksia yksityiskohtaisemmin.



Kuva: Seppo Tuominen

5 Luontotyyppien säilyttäminen muiden lainsäädännön keinojen avulla

5.1

Uusien keinojen tarve

Nykyisen kaltainen lakisäätäinen täsmäsuojelu voi täydennettynäkin kattaa vain rajallisen osan luontotyyppien turvaamisen ja tilan parantamisen tarpeista. Tässä luvussa tarkastellaan esimerkkinomaisesti muutamia sellaisia luontotyyppisiä, joiden turvaaminen on kiireellistä, mutta jotka eivät laajuutensa, uhkiensa moninaisuuden tai muun syyn vuoksi sovellu nykyisen kaltaisen luonnonsuojelu-, metsä- tai vesilain luontotyyppisuojelun kohteiksi. Tarkasteltavat luontotyypit ovat kaikki uhanalaisia, pikaisten toimien tarpeessa olevia luontotyyppisiä, joiden turvaamisessa ja tilan parantamisessa tarvitaan useita eri keinoja, joista osa voisi olla lainsäädännöllisiä.

Luontotyyppien ja niiden turvaamiskeinojen tarkasteluun on valittu neljä esimerkkiluontotyyppiä pyrkimättä kattavaan valikoimaan. Laajemmin luontotyyppien erilaisia turvaamiskeinoja on käsitelty Toimintasuunnitelmassa uhanalaisten luontotyyppien tilan parantamiseksi (Ympäristöministeriö 2011), jossa on tarkasteltu eri keinoja lainsäädännössä, hallinnossa, luonnonsuojelualueiden perustamisessa ja hoidossa, alueiden käytön suunnittelussa sekä talouskäytössä olevien alueiden käytössä ja hoidossa.

Luontotyyppien säilyttäminen ja niiden tilan parantaminen edellyttävät huomattavasti laajemman keinovalikoiman käyttöä kuin luonnonsuojelu-

metsä- ja vesilain nykyisen kaltainen luontotyyppisuojelu. Erityisen tärkeää olisi lisätä uhanalaisten luontotyyppien painoarvoa maankäytön suunnittelussa ja hankkeiden vaikutusarvioinnissa sekä niiden ottamista huomioon lupamenettelyissä. Yksi selvittämisen arvoinen uusi keino olisi muuttamiskielto tietyille luontotyypeille, esimerkiksi suoyhdistymille. Myös vapaaehtoisen suojelun muotoja tulisi kehittää. Kasvavaa tarvetta on laaja-alaisten luontotyyppien ja niiden muodostamien toiminnallisten kokonaisuuksien säilyttämiselle ja ennallistamiselle sekä niitä tukevien maisematason suunnittelujärjestelmien kehittämiselle. (Similä ym. 2010)

Tässä luvussa tarkasteltavissa luontotyyppi-esimerkeissä ei ole mukana Itämeren ja sisävesien vedenalaisia luontotyyppisiä, mutta myös niiden turvaamiskeinojen tarkastelu olisi tarpeen. Olisi esimerkiksi harkittava, tarvitaanko vesilakiin uudenlaista sääntelyä, joka ottaisi huomioon monien vedenalaisten luontotyyppien heikkoon havaitavuuteen ja kasvaviin uhkiin liittyvät erityispiirteet. Vedenalaisen luonnon turvaamisessa keskeistä on monimuotoisuuden kannalta tärkeiden eliöyhteisöjen ja ympäristöjen turvaaminen.

Merialueella esiintyviin luontotyyppisiin kohdistuu kasvavassa määrin uhkia, joiden vaikutusta on vielä vaikea arvioida. Tällaisia ovat esimerkiksi merihiekan otto ja tuulivoimarakentaminen. Tuulivoimarakentaminen saattaa olla merkittävä uhka esimerkiksi ulkomerialueen laajoille riutoille. *Riutat* ovat luontodirektiivin luontotyyppi, jonka suojelutasoksi on arvioitu ”epäsuotuisa-riittämätön-heikkenevä” (Ympäristöhallinto 2009). Riutat on yksi keskeisistä Itämeren luontotyypeistä, joka kaipaisi tarkastelua eri turvaamiskeinojen toimivuudesta (mm. vesilaki, kaavoitus, YVA-menettelyssä huomioiminen). Itämeren vedenalaisten luontotyyppien suojelutarvetta ja lainsäädännön keinoja on syytä tarkastella laajemmin viimeistään siinä vaiheessa, kun tieto vedenalaisesta luonnosta on tarkentunut Vedenalaisen meriluonnon monimuotoisuuden inventointiohjelman (VELMU) ja muiden hankkeiden myötä. Käsitys vedenalaisen luonnon uhanalaisuudesta tarkentuu jatkuvasti.

Jotta uhanalaisten luontotyyppien esiintymät voitaisiin ottaa huomioon eri toimintojen suunnittelussa, paikkatiedot esiintymistä tulisi koota mahdollisimman laajalti käytettävissä olevaan sähköiseen muotoon. Olemassa olevia ja edelleen kehitettäviä vaihtoehtoja ovat esimerkiksi vuonna 2013 käyttöön otettava luonnonsuojeluhallinnon yhteiskäyttöinen SALT-tietojärjestelmä, jonka SAKTI-osio on tarkoitettu luonnonsuojelualueiden kuviotietojen hallintaan, sekä ympäristöhallinnon ylläpitämä OIVA-paikkatietopalvelu.

Olisi myös kehitettävä yhteistyössä eri tiedontuottajien kanssa verkostomaista tietojärjestelmää, johon luodaan rajapintoja eri tiedontuottajien aineistojen välille. Esimerkiksi kaavoituksen yhteydessä tehtyjen luontoselvitysten luontotyyppitiedot tulisi koota yhteiseen tietopankkiin, jotta ne olisivat käytettävissä myös myöhemmissä hankkeissa. Esimerkki luontotyyppitiedon hyvästä saatavuudesta on Ruotsissa käytössä oleva internetin karttapalvelu *Skogens pärlor* (www.skogsstyrelsen.se/skogensparlor), jossa on mukana yli 500 000 metsien arvokasta kohdetta, muun muassa erilaiset suojelualueet ja metsien avainbiotoopit (ks. luku 6). Toimintasuunnitelmassa uhanalaisten luontotyyppien tilan parantamiseksi (Ympäristöministeriö 2011) on kehittämisehdotuksia luontotyyppien tietojärjestelmistä ja paikkatiedon saatavuudesta.

Kehittämisehdotus:

- Luontotyyppien säilyttämiseksi ja niiden tilan parantamiseksi kehitetään nykyistä laajempi keinovalikoima. Lisätään uhanalaisten luontotyyppien painoarvoa maankäytön suunnittelussa ja hankkeiden vaikutusarvioinnissa sekä niiden ottamista huomioon lupamenettelyissä. Selvitetään muuttamiskielton säättämistä tietyille laaja-alaisille luontotyypeille kuten suoyhdistymille. Kehitetään myös vapaaehtoisen suojelun muotoja.
- Kehitetään maisematason suunnittelujärjestelmiä laaja-alaisten luontotyyppien ja niiden muodostamien toiminnallisten kokonaisuuksien säilyttämiseksi ja palauttamiseksi muun muassa vihreän infrastruktuurin hankkeissa.
- Kehitetään luontotyyppien paikkatietojen kokoamista sähköisiin järjestelmiin ja parannetaan tietojen saatavuutta ja yhteiskäyttöisyyttä.

5.2

Esimerkkejä uusia keinoja tarvitsevista luontotyypeistä

5.2.1

Eteläiset aapasuot

Aapasuot ovat suoyhdistymiä, joilla tarkoitetaan useista suotyypeistä koostuvia, vesitaloudeltaan yhtenäisiä suoalueita tai suokokonaisuuden (suosysteemin) osia (Kaakinen ym. 2008b). Aapasuo on tasainen tai sen keskusta on reunoja alempana, ja usein pinta viettää johonkin suuntaan. Aapasuo on minerotrofinen, eli se saa pinta- ja pohjavesiä ja niiden mukana ravinteita ympäröiviltä kivennäis-



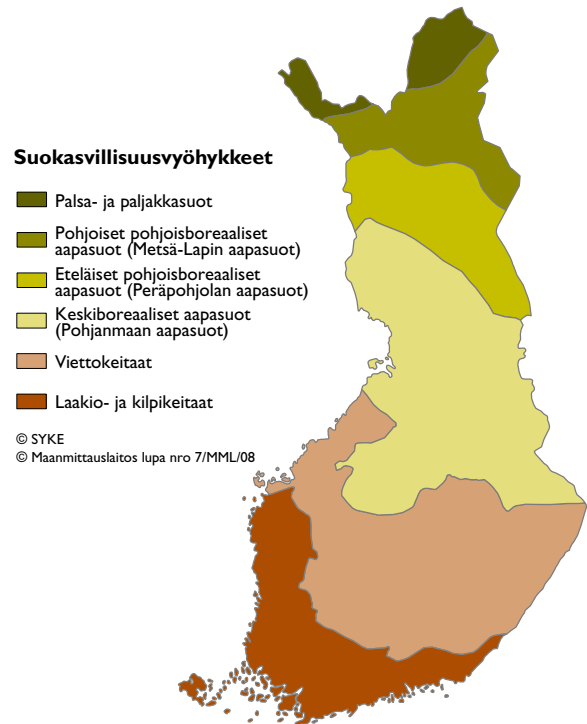
Eteläisiä aapasointa raivattiin jo varhain pelloiksi, sittemmin niitä ovat vähentäneet muun muassa metsäojitus ja turpeenotto.
 Kuva: Olli Autio

mailta. Luonnonoloissa aapasuolle kertyy keväisin tulvavesiä. Kivennäismaalta tulevan veden laatu ja määrä määräävät suurelta osin minerotrofisen suon ominaisuudet. Suokasvillisuutta luonnehtivat keskiosien avoimet nevat ja reunaosien puustoiset rämeet ja korvet.

Aapasuot muodostavat oman, leveimmillään yli 700 km leveän suoyhdistymävyöhykkeen havumetsävyöhykkeen keski- ja pohjoisosiin. Ne ovat pääasiallinen suoyhdistymätyyppi Suomen keski- ja pohjoisosissa Pohjanmaalta, Kainuusta ja Pohjois-Karjalasta alkaen (kuva 19). Aapasoiden ominaisuuksissa on alueellista vaihtelua, jonka perusteella voidaan erottaa eri aapasuotyyppiä. Alueelliset erot eri suoyhdistymätyyppien esiintymisessä johtuvat ilmastosta, hydrologiasta, kallioperän ominaisuuksista ja maaston muodoista (Ruuhijärvi 1988; Kaakinen ym. 2008b).

Aapasuovyöhykkeen eteläosassa esiintyy tyyppillisesti välipintaisia aapasointa, jotka pohjoisempaan vaihettuvat vallitsevasti märkämpintaisiksi eli rimpisiksi. Eteläisimmässä Suomessa taas vallitsevin suoyhdistymätyyppi on aapasointa karummat keidassuot. Koska eteläiset aapasuot ovat vallitsevasti välipintaisia, tässä yhteydessä keskitytään tarkastelemaan luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnin ”välipintaisia keskiboreaalisia aapasointa” (Kaakinen ym. 2008b), mutta yhtä lailla kiireellistä on turvata ainakin hemi- ja eteläboreaalaisella kasvillisuusvyöhykkeellä (tai laajemmin keidassuovyöhykkeellä) esiintyvät rimpiset aapasuot (Kaakinen ym. 2008b).

Välipintaisille aapasointa on luonteenomaista kuivahkon välipinnan vallitsevuus. Suot ovat jännteettömiä tai matalien välipintajänteiden halkomia toisin kuin pohjoisempaan, jossa mätäspintaiset jänteet ja mätät rimmät muodostavat aapasuol-



Kuva 19. Suokasvillisuusvyöhykkeet. Vyöhykerajat on yleisesti Ruuhijärven (1988) mukaan. Vyöhykkeiden nimet ovat luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnin suosiantuntijaryhmän käyttämiä (Kaakinen ym. 2008b).

le selvän pintarakenteen. Tavallisia suotyypppejä ovat lyhytkortiset tai saraiset kalvakkanevat. Myös suursaranevoja ja minerotrofisia lyhytkorsinevoja esiintyy. Paikoilla, joissa esiintyy kausikuivuutta, tavataan paakkurahkasammalnevoja. Lettoja esiintyy lähinnä ns. Lapin kolmion alueella, Kainuun vaara-alueilla ja Pohjois-Karjalassa. Reunärämeät ovat tavallisimmin tupasvilla-, pallosara-, rahka-, isovarpu- tai nevarämeitä.

Esiintyminen ja suojeleminen

Välipintaisten aapasoiden esiintyminen painottuu Pohjanmaalle, Pohjois-Karjalaan ja Kainuuseen, mutta myös etelämpänä keidassuoalueella esiintyvät aapasuot ovat tyypillisesti välipintaista tyyppiä. Keidassuo-alueiden aapasuot tunnetaan Satakunnasta, Etelä-Pohjanmaalta, Pirkanmaan pohjoisosista, Pieksämäen seudulta ja yksittäin etelämpää. Eteläisen Suomen keidassuo-alueilla aapasoiden esiintyminen on paikallisesti mahdollista siellä, missä keidassuon kehittyminen on estynyt esimerkiksi suoveden ravinteisuuden, paikallisilmaston, maaperän ominaisuuksien tai tulvien takia. Erityisesti vedenjakajaseuduilla soiden säilymistä minerotrofisina edesauttavat tasainen maasto, vesistöjen vähäisyys sekä alavampiin alueisiin verrattuna hieman lyhyempi kasvukausi ja suurempi ilmankosteus, jotka vähentävät haihduntaa.

Täysin luotettavaa tietoa säilyneiden eteläisten aapasoiden määrästä ja pinta-alasta ei ole vielä koottu. Tiedon taso paranee kuitenkin mm. Suomen ympäristökeskuksen hankkeessa, jossa jäljellä olevien ojitettomien suo-alueiden suo-alueiden suoyhdistymistä ja tilasta kootaan tietoa ilmakuvatulkintaan perustuen. Hankkeen alustavien tulosten mukaan (Seppo Tuominen, Suomen ympäristökeskus, kirj. tiedonanto 16.5.2012) hemiboreaalisen vyöhykkeellä esiintyy aapasuot vain kuudella ojitettomalla yli 20 hehtaarin suo-alueella, ja arvioitu aapasuopinta-ala on näillä noin 250 ha. Eteläboreaalisen kasvualuevyöhykkeellä ojitettomalla aapasuota esiintyy alle 200 ojitettomalla yli 20 hehtaarin suo-alueella, joiden karkeasti arvioitu yhteispinta-ala jäänee alle 10 000 hehtaarin. Val-

taosa pinta-alasta edustaa välipintaisia aapasuot. Keski-boreaalisen vyöhykkeellä, joka on pääosin jo varsinaista aapasuo-alueita, ojitettomalla aapasuopinta-ala on selvästi suurempi, ja välipinta-aapoja on arviolta muutama sata tuhatta hehtaaria.

SYKEN suo-aluehankkeen alustavien tulosten perusteella valtaosa eteläisen Suomen jäljellä olevista ojitettomista suo-alueista esiintyy suo-alueilla (Salminen, P. 2012) ja tämä pätee myös aapasuoihin. Suo-alueiden ulkopuolella jäljellä olevien aapasuo-alueiden rakenne ja vesitaloudellinen tila ovat useimmiten ihmistoiminnan vuoksi heikentyneet. Suojeltuja aapasuot on hemi- ja eteläboreaalisen vyöhykkeellä noin 5 500 ha ja keski-boreaalisen vyöhykkeellä noin 215 000 ha (taulukko 30). Ei ole tiedossa, kuinka suuri osuus näistä on välipintaisia aapasuot. Varsin suuri osuus suojellusta pinta-alasta on ojitettua etenkin eteläisimmillä suo-alueilla, ja osa tästä pyritään palauttamaan luonnontilaisen kaltaiseksi ennallistamalla. Ojitettomalla aapasuopinta-alaan osuus suojellusta pinta-alasta on hemiboreaalisen vyöhykkeellä 43 %, eteläboreaalisen vyöhykkeellä 84 % ja keski-boreaalisen vyöhykkeellä 93 %.

Välipintaiset keski-boreaaliset aapasuot nimettiin luontotyyppien uhanalaisuuden arvioinnin yhteydessä Suomen vastuuluontotyyppiä, jonka turvaamisesta Suomella on suuri vastuu (Raunio ym. 2008).

Luontotyyppien tila ja siihen vaikuttavat tekijät

Luontotyyppien uhanalaisuuden arvioinnissa välipintaiset keski-boreaaliset aapasuot arvioitiin erittäin uhanalaisiksi (EN) (Kaakinen ym. 2008a, 2008b). Aapasuot on luontodirektiivin yhteisön tärkeänä pitämä, priorisoitu luontotyyppi (Neuvoston direktiivi 92/43/ETY, liite I). Sen suo-alueen arvioitu Suomen boreaalisen alueella luokkaan ”epäsuotuisa-riittämätön” (Ympäristöhallinto 2009).

Täysin luonnontilaisia välipintaisia aapasuot, joiden reunaosatkin olisivat luonnontilaisia ja suon vesitalous toimisi luonnontilaisella tavalla, on hyvin vähän jäljellä (Kaakinen ym. 2008b; Salminen, P. 2012). Aapasuot ovat hävittäneet tai niiden raken-

Taulukko 30. Ojitettomien, ojitettujen ja ennallistettujen aapasoiden yhteenlaskettu pinta-ala (ha) Metsähallituksen luontopalveluiden hallinnassa olevilla mailla, Metsähallituksen metsätalouden maiden Natura 2000 -alueilla ja inventoiduilla yksityisillä suo-alueilla (Metsähallituksen SutiGIS-tietojärjestelmä; Elisa Pääkkö, Metsähallitus, kirj. tiedonanto 10.4.2012 ja 29.10.2012). Aapasoiden haku-alueena on käytetty luontodirektiivin luontotyyppiä aapasuo.

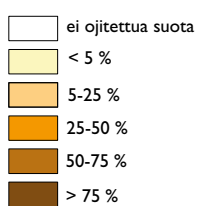
Kasvillisuusvyöhyke	Ojitettomien	Ojitettujen	Ennallistettujen	Yhteensä
Hemiboreaalinen	73	96	0	169
Eteläboreaalinen	4 570	538	316	5 423
Keski-boreaalinen	199 352	9 551	6 223	215 126
Yhteensä	203 995	10 184	6 539	220 719

netta ja vesitaloutta muuttaneet metsäojitus, peltonraivaus, turpeenotto ja reunarämeiden hakkuut.

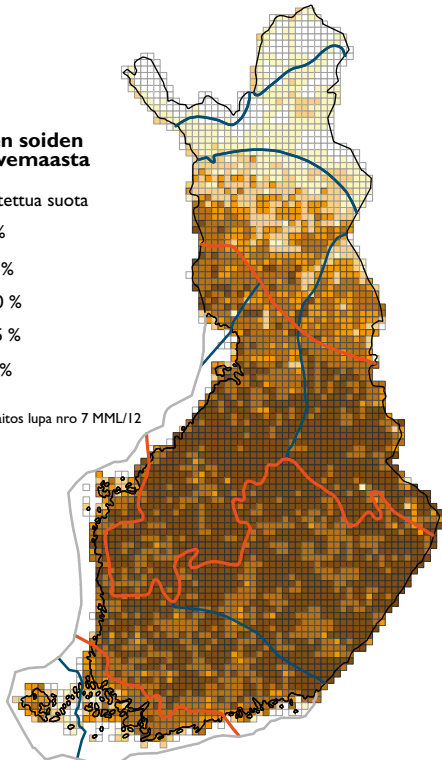
Eteläiset aapasuot sijaitsevat alueella, jossa pääsääntöisesti yli 75 % turvemaa-alasta on ojitettu (kuva 20). Myös suon valuma-alueella tehdyt ojitukset, purojen perkaukset, rakentaminen ja pohjavedenotto ym. maankäyttö muuttavat herkästi vesien luontaisia virtauksia aapasuolle. Minerotrofisten vesien tulon estyessä aapasuo karuuntuu ja kasvillisuus alkaa muuttua kohti keidassuokasvillisuutta, ja ilmaston lämpeneminen myös edesauttaa tätä kehitystä (Tahvanainen 2011). Perinteinen maankäyttö kuten laidunnus ja niitto edistivät aikoinaan soiden pysymistä avoimina. Erityisesti eteläisillä aapasoilla perinteisen käytön loppuminen on lisännyt pensoittumista ja puustottumista. Luontotyyppien uhanalaisuuden arvioinnin yhteydessä arvioitiin, että yli 90 % keskiborealisista aapasuo yhdistymistä on hävinnyt tai niiden laatu on heikentynyt ihmistoiminnan vuoksi (Kaakinen ym. 2008b). Erityisen voimakkaasti ihmistoiminta on kohdistunut rehevimpiin, mm. lettoisiin aapasoihin ja keidassuoalueen aapasoihin, joista suuri osa raivattiin pelloiksi jo ennen 1950-lukua.

Myöskään suojelualueilla olevat suo yhdistymät eivät aina ole vesitaloudeltaan ja rakenteeltaan täysin luonnontilaisia (Soiden ja turvemaiden kansal-

Ojitettujen soiden osuus turvemaa-alueesta



© Maanmittauslaitos lupa nro 7 MML/12
© SYKE



Kuva 20. Ojitettujen turvemaiden osuus kaikista turvemaisista yhtenäiskoordinaatiston 10 km x 10 km ruuduilla. Lähde: Suomen ympäristökeskus, soiden ojitustilanneaineisto 03/2011 (pohjautuu Maanmittauslaitoksen maastotietokantaan 02/2008).

lista strategiaa valmistellut työryhmä 2011; Salmi, P. 2012). Kuten edellä on todettu, ojituksia on myös suojelualueilla, eivätkä suojelualueen rajaukset sisällä aina koko hydrologista suokokonaisuutta, jolloin suojelualueen ulkopuolinen maankäyttö voi heijastua myös suojelualueen soihin.

Uudisojituksia ei enää juuri tehdä, mutta nopeaa muutosta parempaan suuntaan eteläisten aapasoiden tilassa ei ole odotettavissa. Keskeisimpiä uhkia ovat edelleen vanhojen ojitusten ja kunnostusojitusten vesitaloudelliset vaikutukset sekä suo yhdistymien reunaosien hakkuut.

Turpeenotto on noussut suuremmaksi uhkatekijäksi eteläisen Suomen suo yhdistymille kuin mitä osattiin ennakoida luontotyyppien uhanalaisuuden arviointihankkeen yhteydessä. Valtakunnallisten alueidenkäyttötavoitteiden ohjausvaikutus ei ole toteutunut odotetulla tavalla turvetuotannon sijoittamisessa jo ojitetuille tai muuten luonnontilaltaan merkittävästi muuttuneille soille (Similä ym. 2010). Ennakoitua suuremmaksi uhkaksi on osoittautunut myös lisääntynyt pellonraivaus, jota ei säädelä tai valvota minkään lain nojalla. Ilmastonmuutos on tulevaisuuden uhka, joka voi pitkällä aikavälillä aiheuttaa välipintasoiden rahoittumista.

Eteläisillä aapasoilla on ennallistamistarvetta paitsi suojelualueilla, myös suojelualueiden välittömässä lähiympäristöissä (Soiden ja turvemaiden kansallista strategiaa valmistellut työryhmä 2011). Eräillä suojelualueilla on aloitettu aapasoiden ennallistaminen. Ennallistamisessa lähtökohtana on suolaikkujen vedenpinnan tason ja vesien virtauksen palauttaminen alkuperäisen kaltaiseksi (Rassi ym. 2003). Toimenpiteinä ovat ojien patoaminen tai tukkiminen turvattavalla suoalueella tai sen ympäristössä ja paikoin myös puuston poistaminen. Hemi-, etelä- ja keskiborealisella vyöhykkeellä luontodirektiivin luontotyyppiä *aapasuo* on ennallistettu Metsähallituksen luontopalveluiden hallinnassa olevilla mailla, Metsähallituksen metsätalouden maiden Natura 2000 -alueilla ja yksityisillä suojelualueilla runsaat 6 500 ha (taulukko 30).

Suoluonnon pirstoutuminen on ollut erityisen voimakasta hemi-, etelä- ja keskiborealisissa vyöhykkeissä. Pirstoutumisen vuoksi suolajeille elinkelpoisen elinympäristön kokonaismäärä on vähentynyt, yksittäisten elinympäristölaikkujen koko pienentynyt ja eristyisyys kasvanut (Kallio ja Aapala 2001; Hanski 2007). Samalla monimuotoisuuden kannalta merkittävät luonnontilaiset soiden ja metsien vaihteluvyöhykkeet ovat harvinaistuneet.

Suoluonnon aluetason muutokset voimistavat soiden käytön aiheuttamia negatiivisia vaikutuksia suolajien populaatioiden elinvoimaisuuteen. Tie-

dot suolajiston taantumiskehityksestä osoittavat, ettei nykyinen ojittamattomien soiden verkosto Etelä-Suomessa kykene pitkällä aikavälillä ylläpitämään kaikkien suolajien elinvoimaisia populaatioita (Kallio ja Aapala 2001; Rassi ym. 2010).

Luontotyypin tilan parantaminen

Useassa yhteydessä on kiinnitetty huomiota siihen, ettei lainsäädäntömme turvaa riittävällä tavalla soiden luonnonarvoja (Similä ym. 2010; Ympäristöministeriö 2011; Ekroos ja Warsta 2012). Jäljellä olevia ojittamattomia soita uhkaavat edelleen mm. metsätalous, turpeenotto, pellonraivaus ja rakentaminen. Sekä suoluontotyyppien että lajien uhanalaistumiskehitys uhkaa edelleen jatkuu. Puutteenä on muun muassa, ettei ympäristönsuojelulain mukainen ympäristölupa turpeenottohankkeissa edellytä ottamaan huomioon kohdealueen luonnonarvoja muuten kuin siltä osin, kuin ne on määriteltä luonnonsuojelulaissa (tietyt luontodirektiivin lajit ja erityisesti suojeltavat lajit) tai vesilaissa (suojeltavat pienvedet, ks. luku 3.4). Suoluontotyypeistä luonnonsuojelulain nojalla turvattuina ovat vain luonnonsuojelulain 29 §:n tervaleppäkorvet (ks. luku 3.2.1.3). Lisäksi metsälain nojalla turvataan pienialaisia esiintymiä tietyistä suoluontotyypeistä (rehevät korvet, Etelä-Suomen letot, vähäpuustoiset suot), mutta ne tulee ottaa huomioon vain metsätaloudessa, eikä niillä ole ympäristölupaprosessissa oikeudellista merkitystä (Ekroos ja Warsta 2012). Maankäyttö- ja rakennuslakiin perustuvat valtakunnalliset alueidenkäyttötavoitteet (VAT) eivät ole ohjanneet turpeenottoa riittävän tehokkaasti ojitetuille tai muutoin luonnontilaltaan merkittävästi muuttuneille soille. Alueidenkäyttötavoitteiden vaikutus todentuu vasta kaavoituksen kautta, eikä suurimmalla osalla lupaprosessissa olevista soista ole mitään kaavamerkintää (Similä ym. 2011).

Suoluonnon tehokas suojeleminen edellyttää vesitaloudellisten kokonaisuuksien turvaamista (Kaakinen ym. 2008b), ja erittäin uhanalaiset eteläiset aapasuot ovat tällaisista hyvä esimerkki. Viime aikoina on eri yhteyksissä nähty muutoinkin kasvavaa uusien ohjauskeinojen tarvetta erityisesti laaja-alaisten luontotyyppien sekä useiden luontotyyppien muodostamien toiminnallisten kokonaisuuksien säilyttämiseksi (Similä ym. 2010; Ympäristöministeriö 2011). Luonnonsuojelulain 29 §:n mukainen luontotyyppisuojeleminen ei sovellu nykymuodossaan laaja-alaisten suokokonaisuuksien turvaamiseen, ja se on myös hallinnollisesti raskas. Olisikin syytä ensisijaisesti selvittää mahdollisuudet säätää luonnontilaisten tai luonnontilaisten kaltaisten suoheidystymien muuttamiskiellosta luonnonsuojelulaisa uudella pykälällä (ks. myös Ekroos ja Warsta

2012). Muuttamiskielto voitaisiin kohdentaa niin haluttaessa maantieteellisesti rajatulle alueelle tai vain uhanalaisimpiin suoheidystymiin. Myös mahdollisuudet luonnonsuojelulain 29 §:n rajausmenettelyä kevyempään menettelyyn tulee selvittää. Myös yleisempi uhanalaisten luontotyyppien painoarvon lisääminen ja sisällyttäminen luonnonsuojelulakiin edistäisi eteläisten aapasoiden turvaamista (ks. luku 5.3; Similä ym. 2010).

On myös esitetty vaihtoehto, että luonnontilaisten tai luonnontilaisten kaltaisten soiden tai suoheidystymien muuttamiskielto voitaisiin toteuttaa vesilain pienvesisäädösten (2 luku 11 §) tapaan tai vesistöjen yleistä muuttamiskieltoa vastaavilla kielloilla (Similä ym. 2010; Ekroos ja Warsta 2012). Ekroos ja Warsta (2012) esittävät myös useita muita vaihtoehtoja luontoarvojen huomioon ottamisen parantamiseen lainsäädännössä.

Eteläisten aapasoiden, kuten muidenkin uhanalaisten suoluontotyyppien kannalta olisi keskeistä, että ympäristölupaprosessissa otettaisiin nykyistä paremmin huomioon itse kohdealueen luonnonarvot, kuten uhanalaiset suoluontotyypit ja -lajit sekä suoalueen merkitys ojittamattomien soiden verkostossa. Ympäristöministeriö asetti loppuvuonna 2011 hankkeen valmistelemaan ympäristönsuojelulain ja -asetuksen uudistamista (Ympäristöministeriö 2012c). Yksi uudistushankkeen tehtävistä oli selvittää mahdollisuus sisällyttää toiminnan sijoituspaikan luonnonarvojen huomioon ottaminen ympäristönsuojelulakiin. Hankkeessa tuotetussa, lausunnolla olleessa luonnoksessa hallituksen esitykseksi eduskunnalle ympäristönsuojelulaksi ja eräiksi siihen liittyviksi laeiksi (Ympäristöministeriö 2012a) on toiminnan sijoituspaikan luonnonarvoja koskeva pykälä (11 §). Ehdotetun pykälän mukaan ympäristölupaa edellyttävä toiminta olisi sijoitettava siten, ettei siitä aiheudu toiminnan sijoituspaikalla valtakunnallisesti tai alueellisesti merkittävän luonnonarvon turmeltumista. Luonnonarvon merkittävyyttä arvioitaessa otettaisiin huomioon sijoituspaikalla esiintyvien lajien ja luontotyyppien uhanalaisuus ja esiintymän merkittävyys ja laajuus. Lisäksi voitaisiin ottaa huomioon muun muassa sijoituspaikan merkitys osana luonnon monimuotoisuuden kannalta tärkeiden alueiden muodostamaa verkostoa. Pykälää ei sovellettaisi, jos toiminnan sijoituspaikalla on voimassa asemakaava tai sijoituspaikan luonnonarvot olisi lupaharkinnan kannalta jo riittävästi selvitetty maakunta- tai yleiskaavassa. Ehdotetun uuden pykälän on arvioitu olevan erityisen merkittävä turvetuotannon sijoittumisen ohjauksen kannalta (Ympäristöministeriö 2012a).

Ympäristönsuojelulain uudistushankkeen yhteydessä turvetuotannon sääntelyn osalta selvitet-

täviä vaihtoehtoja ovat olleet myös turpeen lisääminen maa-aineslain soveltamisalaan tai turvetuotanto-ojitusten ottaminen vesilain menettelyiden piiriin määräämällä ne aina luvanvaraisiksi vesitaloushankkeiksi (VesiL 3:3) (Ympäristöministeriö 2012c).

Valtioneuvoston periaatepäätöksessä soiden ja turvemaiden kestävästä ja vastuullisesta käytöstä ja suojelusta on esitetty useita linjauksia, jotka toteutuessaan parantaisivat eteläisten aapasoiden tilannetta (Valtioneuvosto 2012a). Näitä ovat mm. soidensuojelun täydennysohjelman toteuttaminen, suojelualueiden rajausten tarkistaminen ja ennallistamisen edistäminen suojelualueiden soiden vesitalouden parantamiseksi, METSO-ohjelman toimien tehostaminen puustoisten soiden suojelussa, soiden ja turvemaiden luonnontilaisuusluokituksen käyttöönotto sekä soiden erityisten luonnonarvojen määrittely ohjaamaan suoluontoa muuttavan maankäytön kohdentamista. Ympäristöministeriö nimesi 4.9.2012 soidensuojelun täydennysohjelmaa valmisteleavan työryhmän, ja ohjelman on määrä olla valmis vuoden 2014 loppuun mennessä. Valtioneuvoston periaatepäätöksen taustaraporttina toimivassa ehdotuksessa soiden ja turvemaiden kestävä ja vastuullisen käytön ja suojelun kansalliseksi strategiaksi on esitetty myös METSO-mallin mukaisten vapaaehtoisten suojelukeinojen laajentamista avosoiden ja suokokonaisuuksien suojeleluun (Soiden ja turvemaiden kansallista strategiaa valmistellut työryhmä 2011).

Ojittamattomien soiden huomioon ottamista metsätalouden suunnittelussa ja käytännön toteu-

tuksessa tulee myös edelleen tehostaa (metsänhoitosuosituksukset, metsäsertifiointi). Myös aiemmin hakkuun kohteena olleet ojittamattomat kohteet tulisi turvata aiempaa paremmin ja metsäsuunnittelun yhteydessä ennallistaa suojelullisesti arvokkaita kohteita (esim. METSO-luonnonhoidon lisääminen).

Kehittämisehdotus:

- Edistetään mahdollisuutta lisätä luonnonsuojelulakiin tai muuhun lainsäädäntöön säädös suoyhdistymien heikentämiskiellosta. Säädös voisi rajoittaa tietyille maantieteelliselle alueelle (esimerkiksi hemi-, etelä- ja keskiboreaalinen vyöhyke) ja/tai koskea tiettyjä uhanalaisimpia suoyhdistymätyyppejä.
- Ympäristönsuojelulakia kehitetään siten, että se mahdollistaa nykyistä paremmin soiden luonnonarvojen, kuten uhanalaisten suoluentotyyppien ja niiden kytkeytyneisyyden huomioon ottamisen ympäristölupaprosessissa.
- Eteläiset aapasuot otetaan erityisesti huomioon soidensuojelun täydennysohjelmassa.
- METSO-ohjelmassa tehostetaan suoyhdistymien puustoisten reunaosien suojelua ja kehitetään METSO-tyyppinen suojelumekanismi myös avosoille ja toiminnallisille suokokonaisuuksille.
- Edistetään muita, Valtioneuvoston periaatepäätöksessä soiden ja turvemaiden kestävästä ja vastuullisesta käytöstä sekä suo- ja turvemaiden strategiaehdotuksessa esitettyjä linjauksia, jotka parantavat suoluonnon tilaa.



Kuva: Hannu Nousiainen

Maankohoamisrannikon suot



Maankohoamisrannikon soiden kehityssarja saa alkunsa umpeenkasvavasta merenlahdesta.

Kuva: Seppo Tuominen

Maankohoamisrannikon soilla tarkoitetaan maankohoamisesta johtuvan rannansiirtymisen seurauksena syntyneitä, eri kehitysvaiheissa olevia nuoria ja ohutturpeisiä soita Pohjanlahden ja Suomenlahden rannikoilla. Ne ovat syntyneet merestä kohoavan maan soistumisen myötä.

Ajan kuluessa ja suon noustessa korkeammalle merenpinnasta ja kauemmaksi rantaviivasta suo laajenee, turvekerros paksuntuu ja suokasvillisuus kehittyy kohti kyseiselle ilmastolliselle ja maantieteelliselle alueelle luonteenomaista sisämaan suokasvillisuutta. Myös maaperän ominaisuudet vaikuttavat kehittyvien soiden ominaisuuksiin. Aapasuoalueella (ks. kuva 19 luvussa 5.2.1) kehitys etenee tyypillisimmin aapasuoksi, siitä etelään tyypillisimmin keidassuoksi, ja hiekkaja moreenimaan kehityssarjoilla on myös omia piirteitään (Aario 1932; Brandt 1948; Huikari 1956; Rehell ym. 2005; Rehell 2006a, 2006b; Rehell ym. 2012a, 2012b; Rehell ja Heikkilä 2009; Kaakinen ym. 2008b). Luontotyyppien uhanalaisuuden arvioinnissa erotettiin erikseen alatyypit ”maankohoamisrannikon keidassuokehityssarjat” ja ”maankohoamisrannikon aapasuokehityssarjat”, mutta moreenimaiden ja hiekkamaiden soiden kehityssarjojen arvioimiseen erikseen ei tiedon taso vielä riittänyt.

Saadessaan kehittyä luontaisesti rannikkosuot muodostavat eri kehitysvaiheissa olevien suolaikukujen sukkessio- eli kehityssarjoja rannikolta sisämaahan. Nämä kehityssarjat limittyvät kiinteästi myös rannikon metsien kehityssarjoihin (Kekäläinen ym. 2008; METSON valintaperustetyöryhmä 2008).

Soiden kehityssarjoissa voidaan erottaa vyöhykkeitä, joita luonnehtivat tiettytyyppiset suot. Sukkessiosarjan alkuvaiheen soille ovat tyypillisiä erilaiset luhdet, joita esiintyy etenkin alle 1,5 m merenpinnan yläpuolella sijaitsevalla vyöhykkeellä. Kehityssarjan nuorimmat suot ovat usein reheviä ja runsaslajisia sekä luhtaisuuden ja lähteisyyden luonnehtimia ohutturpeisuuden ja suolle tulevien virtaavien vesien ja ravinteiden takia. Myös lettoja esiintyy erityisesti Simon seudulta pohjoiseen kalkkipitoisen kallioperän alueella, mutta myös paikoin etelämpänä moreenipohjaisilla soilla myös happamien kivilajien alueilla (Huikari 1956; Rehell ym. 2005). Korpisuutta alkaa esiintyä hieman luhtaisuutta ja lähteisyyttä ylempänä. Kehityksessä pidemmällä olevilla soilla suolle tulevien pohja- ja pintavesien vaikutus vähenee, ja karumpia nevoja ja rämeitä alkaa esiintyä yleisemmin.

Soiden kehityssarjat ulottuvat kauimmas sisämaahan niillä alueilla, joilla maankohoaminen on nopeinta (Perämerellä jopa 7–9 millimetriä vuodessa) ja kapenevat asteittain Pohjanlahden rannikkoa etelään mentäessä sekä Suomenlahdella. Brandtin (1943) mukaan Etelä-Pohjanmaalla vallitsevat kehittyneet kermikeidassuot jo korkeudella 18 m mpy, ja Rehellin ym. (2012a) mukaan aapasuon jänne-rimpitopografia alkaa kehittyä Pohjois-Pohjanmaan rannikolla 17–20 m mpy tasolla.

Esiintyminen ja suojeleminen

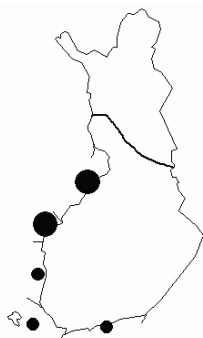
Maankohoamisrannikon soita esiintyy Pohjanlahden ja Suomenlahden rannikoilla. Laajimpia ja edustavimpia kehityssarjoja on ollut siellä, missä maankohoaminen on nopeinta eli Perämerellä ja

Merenkurkussa (kuva 21). Maankohoamisrannikon soihin on tässä yhteydessä tulkittu kuuluvaksi kaikki luonnontilaiset tai luonnontilaisen kaltaiset suolaikut, jotka ovat iältään noin alle 2 500 vuotta. Suomenlahden rannikolla maankohoaminen on 1–3 mm/v, mikä merkitsee sitä, että alle 2 500 vuotta vanhojen soiden sijainnin yläraja on 2,5–7,5 m mpy. Saaristomerellä ja Ahvenanmaalla vastaavat luvut ovat 3–5 mm/v ja 7,5–12,5 m mpy, Selkämerellä 5–7 mm/v ja 12,5–17,5 m mpy, Merenkurkussa ja Pohjanlahden eteläosissa 7–8 mm/v ja 17,5–20,0 m mpy ja Pohjanlahden pohjoisosissa 7–9 mm/v ja 17,5–22,5 m mpy.

Ehjiä sukkessiosarjoja ei ihmistoiminnan vuoksi ole juuri enää jäljellä. Yleensä on säilynyt vain yksittäisiä suolaikkuja, jotka edustavat vain osaa koko kehityssarjasta. Parhaiten säilyneet kehityssarjat painottuvat Perämeren (Iin ja Kemin väli, Hailuoto, Siikajoki) ja Merenkurkun (Vaasan ja Kokkolan väli) rannikolle (Sakari Rehell, Metsähallitus, kirj. tiedonanto 21.9.2007; Kaakinen ym. 2008b). Pienillä saarilla soistuvia painanteita on topografisista syistä vähän, ja edustavat suoyhdistymien kehityssarjat ovat käytännössä mahdollisia vain mantereella ja kaikkein suurimmilla saarilla.

Maankohoamisrannikon soiden kehityssarjojen tai niiden osien suojelu on ollut hyvin puutteellista (Kaakinen ym. 2008b; Rehell ja Heikkilä 2009). Rannikolla aivan rannan tuntumassa on suojeltu jonkin verran sukkession alkuvaiheen kosteikkoja esimerkiksi lintuvesien suojelukohteilla ja Natura 2000 -alueilla. Niiden ympäristö on kuitenkin usein hyvin muuttunut, joten ne eivät muodosta ehjiä kokonaisuuksia soiden kehityksen kannalta. Lisäksi valuma-alueen maankäyttö heijastuu usein myös säästyneiden suolaikkujen vesitalouteen.

Aapasuovyöhykkeen maankohoamisrannikon soiden suojellusta pinta-alasta yli puolet sijaitsee Natura 2000 -alueilla hiekkamaiden painanteissa Hailuodon saarilla tai Siikajoella (Rehell 2005; Rehell ja Heikkilä 2009). Täällä laajimmat kohteet eivät kuitenkaan ulotu merenrantaan asti. Hiekkamaiden suot ovat erityisen herkkiä vesitalouden muutoksille, sillä läpäisevän pohjamaan takia



Kuva 21. Maankohoamisrannikon soiden esiintyminen Kaakisen ym. (2008b) mukaan. Suuret pisteet osoittavat esiintymisen nykyiset painopistealueet, mutteivät kuvaa luontotyypin absoluuttista pinta-alaa.

yhdenkin ojan vaikutus voi olla paljon laajempi kuin muilla soilla (Rehell ja Heikkilä 2009). Moreenipohjaisilla alueilla olevia edustavia nuorten soiden kokonaisuuksia ei esiinny nykyisillä suojelualueilla. Samoin suojelun piirissä ei ole ollenkaan esimerkiksi erityislaatuista, reheviä sarjoja Simon pohjoispuolella. Moreenimaalla suojelualueet ovat yleensä erillisiä lettokohteita, jotka usein sijaitsevat noin 20 m mpy (Rehell ja Heikkilä 2009). Yksittäisiä nuoria pieniä primaarisukkessiosoja on suojeltu mm. Vöyrissä (Mikkelinsaarella, Merenkurkku), Kokkolassa, Raahessa ja Kemissä, etelämpänä mm. Porvoossa, Hankoniemellä, lounaissaaristossa, Ahvenanmaalla ja Porissa.

Rehell ja Heikkilä (2009) korostavat, että maankohoamisrannikon soiden sukkessiosarjojen suojelussa pääpainon tulisi olla kokonaisten soistuneiden valuma-alueiden hydrologian luonnontilan säilyttämisessä. Sukkessio koskee kokonaisia soistuvia valuma-alueita, ja niiden eri osat kehittyvät toisistaan riippuvaisesti, vaikka ovatkin eri-ikäisiä.

Maankohoamisrannikon soiden kehityssarjat nimettiin luontotyyppien uhanalaisuuden arvioinnin yhteydessä Suomen vastuuluontotyyppiä, jonka turvaamisesta meillä on Euroopassa erityisen suuri vastuu (Raunio ym. 2008).

Luontotyypin tila ja siihen vaikuttavat tekijät

Maankohoamisrannikon suot ovat uhanalaisinta suoluontoamme, sillä rannikkoseudulla niihin on kohdistunut voimakas ihmisvaikutus (ojitukset, pellonraivaus, ranta- ym. rakentaminen, tieverkostot, hakkuut ja vesitalouden järjestelyt). Ehjiä soiden kehityssarjoja ei ole enää juuri löydettävissä. Jäljellä on yleensä vain yksittäisiä suolaikkuja, jotka edustavat vain osaa koko kehityssarjasta. Ojittamatta on jäänyt yleensä karuja avosoita. Jäljellä olevien ojittamattomienkin suolaikkujen laatu on usein heikentynyt ympäröivän maankäytön aiheuttamien vesitalouden muutosten tai puuston käsittelyn takia. On myös todennäköistä, että rannikkovyöhykkeen maankäytön intensiivisyyden takia primäärinen ja metsämaan soistuminen on vähentynyt, eikä uusia sukkessiosarjoja siksi muodostu samassa määrin kuin aikaisemmin (Kukko-oja ym. 2003). Pellonraivaus oli merkittävä maankohoamisrannikon soita vähentänyt tekijä jo ennen 1950-lukua.

Perämeren maankohoamisrannikolla sukkessiosarjat ovat olleet edustavimmillaan. Tämä nopean sukkession vyöhyke on poikennut luonnoltaan hyvin selvästi sisämaan vanhemmista alueista ja myös eteläisemmästä maankohoamisrannikosta (Rehell ja Heikkilä 2009). Sen luonnolle on ollut hyvin tyypillistä mm. kuvioiden pienipiirteisyys ja vaihtelevuus sekä lettojen, luhtien ja korpien suuri

määrä. Kasvilajisto, erityisesti sammallajisto on ollut poikkeuksellisen vaihteleva ja runsas käsittäen monia uhanalaistuneita lajeja. Tämä vyöhyke onkin muodostanut Rehellin ja Heikkilän (2009) mukaan Suomen suoluonnon kansainvälisesti katsoen ainutlaatuisimman osan, joka on kuitenkin hävinnyt perusteellisemmin kuin mikään muu soittomme osa-alue. Tällaisten rehevien soiden keskittymän häviäminen on todennäköisesti vaikuttanut myös monien lajien populaatioihin ja nykyisiin leviämismahdollisuuksiin.

Maankohoamisrannikon soiden kehityssarjat ja niiden alatyypit (keidassuo- ja aapasuokehityssarjat) on arvioitu äärimmäisen uhanalaisiksi (CR; Kaakinen ym. 2008a, 2008b). Myös monet maankohoamisrannikolle luonteenomaiset suotyypit ovat uhanalaisia. Tällaisia ovat erityisesti harmaaleppäluhdat (CR) ja suomyrtiluhdat (erittäin uhanalainen, EN), joita esiintyy lähes yksinomaan maankohoamisrannikon soilla. Uhanalaisia ovat myös monet muut kehityssarjoille luonteenomaiset suotyypit kuten muutkin metsäluhdat, letot, korvet ja nevakorvet sekä saranevat ja -rämeet.

Rehelin ja Heikkilän (2009) mukaan rannikko-vyöhykkeellä, joka ulottuu Tornionjoelta entisen Oulun läänin etelärajaan, on kuivatettu yli 95 % alkuperäisestä suoalasta korkeusvyöhykkeellä 1–20 m mpy. Tällä vyöhykkeellä on soita ja soistumia Rehelin ja Heikkilän (2009) mukaan vain noin 3 700 ha, josta noin puolet on suojelualueilla. Ojitus on litoraalivyöhykkeen yläosista ylöspäin ollut lähes täydellistä, ja litoraalivyöhykkeen alaosissakin erilaiset kaivamiset ovat heijastuneet soiden vesitalouteen. Pääosa säilyneistä kohteista on pieniä ja erillisiä ja useimmiten karuja. Vain hyvin harvoissa paikoissa on säilynyt yhtenäisiä sukkessiosarjoja.

Edellä luetellut maankohoamisrannikon maankäyttöpaineet eivät ole pienentyneet, joten uhanalaistumiskehitys uhkaa jatkua (Kaakinen ym. 2008b). Myös sukkessiokehityksen alkuvaiheen niittymäisten elinympäristöjen ruovikoituminen rehevöitymisen seurauksena voi heijastua maankohoamisrannikon luontotyyppien sukkessiokehitykseen. Ruovikoituminen vaikuttaa haitallisesti myös myöhempien pensaikkoisten vaiheiden muodostumiseen. Tällä on haitallinen vaikutus maankohoamiseen liittyvien metsin ja soiden kehityssarjojen syntyyn ja kehitykseen (METSON valintaperustetyöryhmä 2008).

Luontotyyppien tilan parantaminen

Maankohoamisrannikon soiden uhanalaistumiskehityksen torjumiseksi olisi tarpeen löytää keinoja turvata jäljellä olevien ojittamattomat suolaikut ja niiden vesitaloudellinen tila sekä mahdollistaa merestä paljastuvan maan häiriötön sukkessiokehitys.

Erityisen kiireellistä on turvata vielä jäljellä olevat sukkessiosarjat.

Eteläisiä aapasoita käsittelevässä luvussa (5.2.1) esitetyt lainsäädännöllisen turvaamisen puutteet pätevät myös maankohoamisrannikon soihin, samoin ehdotukset lainsäädännöllisen turvan parantamiseksi. Ensisijaisesti tulisi selvittää mahdollisuudet säätää luonnontilaisten ja luonnontilaisen kaltaisten maankohoamisrannikon soiden muuttamiskiellosta luonnonsuojelulaisissa sekä parantaa yleisemminkin uhanalaisten luontotyyppien turvaa lainsäädännössä.

Käynnistyneessä soidensuojelun täydennysohjelmassa on tarpeen kiinnittää erityistä huomiota vielä jäljellä olevien sukkessiosarjojen turvaamiseen. Jotta suojele olisi tehokasta, tulisi turvata mahdollisimman kokonaisia valuma-alueita, jolloin eri-ikäisten soiden kehitys voisi jatkua häiriötöntä ja myös suon ulkopuolista, suoalueen vesitalouteen vaikuttavaa maankäyttöä voitaisiin paremmin säädellä. Suomen ympäristökeskuksen hankkeessa ”Ojittamattomien soiden luonnontilan arvottaminen” tuotetaan paikkatietoa, jota voidaan hyödyntää jäljellä olevien sukkessiosarjojen tunnistamisessa. Maankohoamisrannikon soiden turvaaminen edellyttää niiden huomioon ottamista kaikessa maankäytössä, ja jäljellä olevia sukokonaisuuksia on syytä turvata myös kaavoituksen keinoin.

Myös METSO-ohjelman keinovalikoimaa tulee käyttää mahdollisimman tehokkaasti. Maankohoamisrannikon suot sisältyvät puustoisilta osiltaan METSO-elinympäristöön *maankohoamisrannikon monimuotoisuuskohteet*, joka käsittää maankohoamisrannikon metsiä ja soita (METSON valintaperustetyöryhmä 2008). Turvattaviin kohteisiin voi myös sisältyä puustoiisiin soihin liittyviä avosuo-osia, mutta ei puhtaita avosoita (Kimmo Syrjänen, Suomen ympäristökeskus, suull. tiedonanto 2012). Metsien ja soiden kehityssarjat liittyvät kiinteästi yhteen ja metsäsuukessio etenee suovaiheiden kautta tai päinvastoin. METSON valintaperustetyöryhmän (2008) mukaan maankohoamisrannikon kohteista monimuotoisuuden kannalta arvokkaimpia ovatkin kokonaisuudet, joissa esiintyy useita eri metsän kehitysvaiheita ja mosaiikkimaisesti muita maankohoamisrannikolle ominaisia luontotyypppejä. Suo- ja turvemaiden strategiaehdotuksessa (Soiden ja turvemaiden kansallista strategiaa valmistellut työryhmä 2011) esitetty METSO-mallin mukaisen vapaaehtoisen suojelumekanismin kehittäminen myös avosoille ja toiminnallisille sukokonaisuuksille olisi tärkeää myös maankohoamisrannikon soiden turvaamisen kannalta.

Vesitaloudeltaan muuttuneita puustoisia soita, metsäluhtia ja pienviesien lähiympäristöjä voi-

daan METSON valintaperustetyöryhmän (2008) mukaan kunnostaa ja ennallistaa METSON luonnonhoitohankkeina sijainniltaan sopivilla paikoilla kuten suojelualueiden välittömässä läheisyydessä. Luonnonhoitohankkeita tulisi lisätä ja ulottaa ne myös puuttomiin suoelinympäristöihin. Maankohoamisrannikon soiden huomioon ottamista myös metsätalouden suunnittelussa ja käytännön toteutuksessa tulee tehostaa (metsänhoitosuositukset, metsäsertifointi). Myös aiemmin hakkuun kohteena olleet ojittamattomat kohteet tulisi turvata aiempaa paremmin ja metsäsuunnittelun yhteydessä ennallistaa suojelullisesti arvokkaita kohteita (esim. METSO-luonnonhoidon lisääminen).

Kehittämisehdotus:

- Edistetään mahdollisuutta lisätä luonnonsuojelulakiin tai muuhun lainsäädäntöön säädös maankohoamisrannikon soiden heikentämiskiellosta.

- Ympäristönsuojelulakia kehitetään siten, että se mahdollistaa nykyistä paremmin soiden luonnonarvojen, kuten suoluontotyyppien ja niiden välisen kytkeytyneisyyden huomioon ottamisen ympäristölupaprosessissa.
- Maankohoamisrannikon suot otetaan erityisesti huomioon soidensuojelun täydennysohjelmassa.
- METSO-ohjelmassa tehostetaan maankohoamisrannikon monimuotoisuuskohteiden suojelua ja kehitetään METSO-tyyppinen suojelumekanismi myös avosoille ja toiminnallisille suokokonaisuuksille.
- Edistetään muita, Valtioneuvoston periaatepäätöksessä soiden ja turvemaiden kestävästä ja vastuullisesta käytöstä sekä suo- ja turvemaiden strategiaehdotuksessa esitettyjä linjauksia, jotka parantavat suoluonnon tilaa.

5.2.3

Karukkokankaat



Pohjoisten karukkokankaiden jäkäläköt ovat harvoin säilyneet näin edustavina.
Kuva: Arto Saikkonen

Karukkokankaat ovat kangasmetsien kasvupaikatyypeistä harvinaisimpia ja uhanalaisimpia. Karukkokankaiden ryhmä sekä kaikki karukkokankaiden ikävaiheet on arvioitu äärimmäisen uhanalaisiksi (CR) (Tonteri ym. 2008b). Karukkokankaita uhkaavat monet tekijät, kuten rehevöityminen ja metsänhoitotoimet sekä poronhoitoalueella voimakas porolaidunnus. Näihin uhkatekijöihin ei voida vaikuttaa yksinomaan perinteisin suojelutoimin, vaan tarvitaan useanlaisia keinoja luontotyyppin tilan parantamiseksi.

Karukkokankaiden metsätyyppi on koko Suomessa jäkälätyyppi (CIT; *Cladonia*-tyyppi), ja ne ovat kuivimpia ja karuimpia kangasmetsiämme. Tunturikoivuvyöhykkeellä esiintyy subalpiinista variksenmarja-jäkälätyyppiä (sELiT; subalpiininen *Empetrum-Lichenes*-tyyppi). Luontotyyppin metsiköt ovat yleisilmeeltään karuja jäkäläkankaita. Kenttäkerros muodostuu lähes yksinomaan varvuista. Mänty on ainoa puumaiseksi kehittyvä laji. Pensaskerrosta ei yleensä ole tai se koostuu vain pienistä männyistä (ks. tarkempi kuvaus Tonteri ym. 2008b).

Luontotyyppien esiintymät sijaitsevat useimmiten karkeilla lajittuneilla mailla. Maaperä on kuivaa ja niukkaravinteista ja ravinnekierto hidasta. Humuskerros on ohut ja hapan. Karukkokankaat eivät juuri soistu. (Tonteri ym. 2008b) Tavanomaisten kangasmaiden lisäksi karukkokankaita voi esiintyä myös muun muassa harju- ja dyynimetsissä sekä kallioilla metsälaikuissa.

Luonnontilaisessa karukkokankaan metsässä uuden puusukupolven syntyä edeltää lähes aina metsäpalo, joka usein on kevyt pintakulo. Palossa jää henkiin vanhoja ylispuumäntyjä, jotka toimivat uuden puusukupolven synnyttävinä siemenpuna. Näin puusto muodostuu usein rakenteeltaan eri-ikäiseksi. Kuolleen puuston tilavuus on luonnontilaisissa nuorissa metsissä Etelä-Suomessa vähintään 50 m³/ha ja Pohjois-Suomessa vähintään 25 m³/ha. Keski-ikäisissä, vanhoissa ja ikivanhoissa luonnontilaisissa metsissä kuollutta puuta on vähintään 25 m³/ha Etelä-Suomessa ja 15 m³/ha Pohjois-Suomessa. Karuilla kasvupaikoilla puuaines lahoaa erittäin hitaasti, joten luonnontilaisella karukkokankaalla on pitkä lahoppuujatkumo. Varsinkin pystypuukeloja on runsaasti. (Tonteri ym. 2008b) Karukkokankaiden monimuotoisuusarvot liittyvät usein paloympäristöihin tai kuivassa ympäristössä olevalla lahoppuulla (kelot, maapuut) ja hiekkamaalla esiintyviin lajeihin sekä vanhaan puustoon (METSON valintaperustetyöryhmä 2008).

Esiintyminen ja suojeleminen

Karukkokankaiden levinneisyys kattaa koko maan pohjoisinta paljakka-alueutta lukuun ottamatta (Tonteri ym. 2008b; kuva 22). Karukkokankaat on harvinaisin metsämaan kankaiden kasvupaikatyypeistä Suomessa. VMI10:n mukaan niiden osuus on vain 0,16 % metsämaan kankaiden alasta, ja esiintymisen painopiste on Pohjanmaalla ja Peräpohjolassa (Metsäntutkimuslaitos 2011).

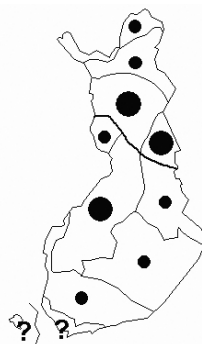
Tiedot karukkokankaiden kokonaispinta-alasta ovat vaihtelevia, joten tarkkoja pinta-aloja ei voida esittää, eivätkä luontotyyppien alassa tapahtuneiden muutosten syyt ole yksiselitteisiä. Tässä esitettävät pinta-ala-arviot perustuvat valtakunnan metsien inventoinnin tietoihin sekä Metsähallituksen luon-

topalveluiden luontotyyppi-inventointiin ja Metsähallituksen metsätalouden kartoituksiin.

Valtakunnan metsien inventoinnissa kasvupaikatyypit lehdosta karukoihin (lehdot, lehtomaiset, tuoreet, kuivahkot, kuivat, karukot) kirjataan kangasmailla vain metsämaalta. Tämä on nähty metsätalouden tarpeisiin kehitetyn järjestelmän kannalta tarkoituksenmukaisena, mutta biologisesti puuntuottokyvyn raja-arvon ($\geq 1 \text{ m}^3/\text{ha}/\text{v}$) asettaminen on ongelmallista. Jäkäläkankaita esiintyy kuitenkin myös kitumaiksi luokitelluilla alueilla. VMI:ssa kivennäismaiden kitumaat ryhmitellään kalliometsiin, louhikkometsiin, hietikkometsiin, lakimetsiin ja tunturimetsiin. Hietikkometsiä kuvataan karukkokankaiden ja avohietikoiden väli-muodoiksi (Hotanen ym. 2008). Se, missä määrin kitumaiden moreenimailla esiintyy jäkälätyypin kankaita, jää epäselväksi.

Metsähallituksen kuviotietojärjestelmään kirjataan valtion maiden karukkokankaat sekä metsämaalta että kitu- ja joutomaalta (sekä metsätalouden mailla että luontopalveluiden hallinnassa olevilla alueilla).

Valtakunnan metsien kymmenennen inventoinnin (VMI10; 2004–2008) mukaan karukkokankaita on koko maan metsämaalla yhteensä noin 25 000 ha, josta Etelä-Suomessa 15 000 ha ja Pohjois-Suomessa 9 000 ha (Metsäntutkimuslaitos 2011). Metsähallituksen mailla ja yksityisillä suojelualueilla karukkokankaiden kokonaispinta-ala on lähes 18 000 ha (taulukko 31), josta metsämaalla on noin 55 %, kitumaalla 43 % ja joutomaalla vajaat 2 %.



Kuva 22. Karukkokankaiden esiintyminen Tonterin ym. (2008b) mukaan. Suuret pisteet osoittavat esiintymisen nykyiset painopistealueet, mutteivät kuvaa luontotyyppien absoluuttista pinta-alaa.

Taulukko 31. Karukkokankaiden pinta-ala (ha) Metsähallituksen metsätalouden mailla ja luontopalveluiden hallinnassa olevilla alueilla sekä inventoiduilla yksityisillä suojelualueilla (YSA) SutiGIS-kuviotietojärjestelmän mukaan (Elisa Pääkkö, Metsähallitus, kirj. tiedonanto 12.4.2012). Karukkokankaiden hakuhehtona on käytetty kasvupaikan puuntuottokykyä kuvaavaa kasvillisuusluokkaa (Metsähallitus 2006) ja luokan arvoa 6 eli karukkokangasta.

Karukkokankaat (ha)	Metsätalouden alueet	Luontopalveluiden alueet	YSA-alueet	Yhteensä
Etelä-Suomi	2 219	1 134	203	3 556
Pohjois-Suomi	9 840	4 449	-	14 289
Yhteensä	12 059	5 583	203	17 845

Metsähallituksen metsätalouden hallinnassa olevilla alueilla karukkokankaista selvästi suurempi osuus (72 %) on metsämaalla kuin luontopalveluiden hallinnassa olevilla alueilla (21 %).

Karukkokankaiden pinta-alasta yksityismailla ei ole erikseen tietoa, mutta oletettavasti se on Metsähallituksen mailla olevien karukkokankaiden määrää selvästi pienempi, sillä luontotyypin esiintymät keskittyvät pohjoiseen Suomeen, missä Metsähallituksen maita on suhteellisesti enemmän. VMI:n ja SutiGIS-tietojen perusteella karukkokankaita arvioidaan olevan koko maassa karkeasti runsaat 30 000 hehtaaria, mutta arvio on epävarma.

SutiGIS-kuviotietojärjestelmän (Elisa Pääkkö, Metsähallitus, kirj. tiedonanto 12.4.2012) mukaan karukkokankaista on suojelualueilla, suojeluohjelmakohteilla, erämaa-alueilla tai muutoin Metsähallituksen luontopalveluiden hallinnoimilla mailla lähes 5 800 ha (taulukko 31). Luonnonsuojelualueilla ja -ohjelmakohteilla karukkokankaiden kokonaisalasta on noin 15 %.

Hyvin erilaiseen suojeluasteeseen on päädytty kahdeksannen VMI:n (1986–1994) tietojen perusteella. Sen mukaan metsämaan lehtoja ja karukkokankaita, jotka ovat metsistä harvinaisimpia, on suojeltu keskimäärin selvästi vähemmän kuin kangasmetsiä keskimäärin (Virkkala ym. 2000). Aineistossa ei havaittu karukkokankaita suojelualueiden metsämaan kangasmaakohteilla lainkaan.

Karukkokankaita, joissa on luonnontilaisuuden piirteitä, pyritään turvaamaan METSO-ohjelmassa osana *runsaslahopuustoisia kangasmetsiä* (METSON valintaperustetyöryhmä 2008). Ohjelman tavoitteena METSO-kaudella 2008–2016 on turvata näitä elinympäristöjä luonnonsuojelulain mukaisina suojelualueina ja määräaikaisin rauhoituksin 62 800 hehtaaria, josta on vuoden 2011 lopussa toteutunut 7 437 hehtaaria. Kemeran ympäristöuella ja luonnonhoitohankkein on tavoitteena turvata runsaslahopuustoisia kangasmetsiä 40 000 hehtaaria, josta on toteutunut ympäristötukisopimuksin 2 511 hehtaaria. Luonnonhoitohankkeiden kohdentumista näihin elinympäristöihin ei ole tilastoitu erikseen. Tietoa siitä, missä määrin toimet ovat kohdistuneet karukkokankaiden esiintymiin, ei ole. Pohjois-Suomen karukkokankaita METSO ei pysty turvaamaan, koska Pohjois-Suomi ei kuulu ohjelman toiminta-alueeseen.

Pohjoisborealisella alueella sijaitsevat karukkokankaat sisältyvät luontotyyppien uhanalaisuuden arvioinnin yhteydessä nimettyyn Suomen vastuu luontotyyppiin pohjoisborealiset mäntymetsät (Raunio ym. 2008).

Luontotyypin tila ja siihen vaikuttavat tekijät

Luontotyyppien uhanalaisuuden arvioinnin mukaan karukkokankaat on Suomessa äärimmäisen uhanalainen (CR) luontotyyppi, kuten myös kaikki arvioinnissa omiksi luontotyypeikseen erotetut karukkokankaiden ikävaiheet (nuoret, keski-ikäiset, vanhat ja ikivanhat karukkokankaat; Tonteri ym. 2008a). Karukkokankaat ovat sekä vähentyneet määrällisesti että heikentyneet laadullisesti. Ongelmana kuitenkin on, missä määrin luontotyypillä havaittu aluskasvillisuuden muutos heijastaa todellista kasvupaikan muutosta ja missä määrin esim. valtakunnan metsien inventoinnin havaitsemat määrän muutokset ovat todellisia. Laadullisen heikkenemisen kriteereinä käytettiin laajasti luontotyypin rakenteen ja toiminnan tekijöitä, kuten mm. porolaidunnuksen seurauksena tai kulojen puutteesta tapahtunutta aluskasvillisuuden muutosta. Aluskasvillisuuden muutoksella ajateltiin olevan vaikutusta myös muuhun eliöstöön. (Tonteri ym. 2008b)

Osa karukkokankaista kuuluu luontodirektiivin yhteisön tärkeinä pitämiin luontotyyppeihin (Neuvoston direktiivi 92/43/ETY, liite I). Vanhat, luonnontilaiset tai luonnontilaisen kaltaiset karukkokankaat sisältyvät luontotyyppiin *luonnonmetsät*. Karukkokankaita sisältyy myös luontodirektiivin luontotyyppeihin *harjumetsät*, *metsäiset dyynit* ja *maankohoamisrannikon primäärisuknessiovaiheiden luonnontilaiset metsät*. Kaikkien näiden luontotyyppien suojelutaso on arvioitu Suomen borealisella alueella ”epäsuotuisaksi”, harjumetsien ja metsäisten dyynien ”epäsuotuisaksi-huonoksi” ja muiden ”epäsuotuisaksi-riittämättömäksi” (Ympäristöhallinto 2009). Luontotyyppien suojelutaso edellyttää toimia tilanteen parantamiseksi.

Valtakunnan metsien inventointitulosten perusteella koko maan metsämaan karukkokankaiden pinta-alassa on noin 1970-luvulta lähtien tapahtunut eri inventointikierrosten välillä vaihtelua: pinta-ala on ollut pienimmillään vajaat 10 000 ha ja enimmillään runsaat 30 000 ha. Pienimmät pinta-alat ovat VMI9:ssä (8 100 ha) ja VMI6:ssa (runsaat 15 000 ha), suurimmat VMI7:ssa (runsaat 30 000 ha) ja VMI10:ssä (25 000 ha) (Metsäntutkimuslaitos 2011, 2005; Tomppo ym. 2001; Kuusela ja Salminen 1991; Kuusela 1978, 1972).

Pinta-alojen vaihtelua selittänevät suurelta osin harvinaisen kasvupaikkatyyppien pienehköjen pinta-alojen suuret keskivirheet, eikä kyseisen suurusluokan pinta-alamuutoksista voitane yksiselitteisesti päätellä luontotyypin todellisia pinta-alamuutoksia. Tulokset voivat myös heijastaa kasvupaikan tunnistamisen ja määrittämisen ongelmia. Erityisesti poronhoitoalueella luontotyypin tunnistaminen ja luokittaminen on vaikeaa,

sillä voimakkaan laidunnuksen alueilla maapohjan jäkäläpeite on porojen talloma ja syövä, ja vain humuksen sekaista jäkälämuraa on erotettavissa. Myös metsien ikärakenteen muutokset voivat osaltaan vaikuttaa kasvupaikkatyyppien määrittämiseen. Etenkin vanhoissa ikäluokissa siirtymät kitu- ja metsämaiden välillä ovat mahdollisia, ja tämä vaikuttaa VMI:n perusteella saataviin pinta-aloihin.

Pidemmällä aikavälillä karukkokankaiden ala on kuitenkin merkittävästi pienentynyt. VM13:n (1951–1953) tulosten mukaan varpu-jäkälätyyppin ryhmän metsätyyppien (CIT, jäkälä- eli *Cladonia*-tyyppi ja ErCIT, varpu-jäkälä- eli Ericaceae-*Cladina*-tyyppi) kasvupaikkoja oli Pohjois-Suomessa 9,8 % ja Etelä-Suomessa 0,1 % kyseisen alueen kasvullisen metsämaan alasta (Ilvessalo 1956). Koko maan tasolla tämä tarkoittaa lähes 735 000 hehtaarin pinta-alaa, josta valtaosa, lähes 725 000 ha on Pohjois-Suomessa. Pinta-alojen muutoksia tarkasteltaessa on pidettävä mielessä, että VMI3:n aikoihin käytetyt käsitteet kasvullinen metsämaa, huonokasvuinen metsämaa ja joutomaa eivät täysin vastaa tämän päivän metsä-, kitu- ja joutomaiden käsitteitä. Varpu-jäkälätyyppin ryhmään luettujen metsätyyppien ja karukkokankaan kasvupaikkatyyppin tulkinnoissa voi myös olla eroja.

Karukkokankaiden laatu on heikentynyt metsätalouden ja voimakkaan porolaidunnuksen seurauksena. Luonnonmetsille ominaisia häiriöitä, kuten metsäpaloja, on hyvin vähän, mikä sekkin on todennäköisesti lisännyt aluskasvillisuuden rehevöitymistä. Metsänhoitotoimet näkyvät mm. lahopuun määrän vähenemisenä ja puustorakenteen muuttumisena, ja ne ovat voineet vaikuttaa myös rehevöitymiseen lisääntyneen ravinnekierron kautta. Päätehakkuut puolestaan estävät puuston ikääntymisen, ja myös muut hakkuut vähentävät muodostuvan lahopuun määrää ja heikentävät sen laatua. (Tonteri ym. 2009b)

Viimeisimpien porolaiduninventointien tulosten mukaan laitumet ovat selvästi kuluneita ja maajäkälien määrä on vähentynyt paljon (Kumpulainen ym. 2009; Mattila ja Mikkola 2009). Laidunten tilan heikkeneminen ja myös talvien lumiolosuhteet ovat johtaneet porojen lisäruokintaan, joka on lisääntynyt voimakkaasti viime vuosina (Turunen ja Vuojala-Magga 2011), ja siitä on tullut pysyvä käytäntö poronhoidossa. Lisääntynyt maastoruokinta voi rehevöitymisen lisäksi aiheuttaa myös kasvupaikalle kuulumattomien lajien leviämistä.

Luontotyyppin tilan parantaminen

Karukkokankaita uhkaavat edelleen samat tekijät, jotka ovat johtaneet niiden uhanalaistumiseen. Näihin keskeisimpiin uhkatekijöihin, metsätalous-

toimiin, rehevöitymiseen ja voimakkaaseen porolaidunnukseen voidaan vaikuttaa eri keinoin. Myös ilmastonmuutos voi vaikuttaa luontotyyppin tilaan heikentävästi.

Rehevöityneitä karukkokankaiden kohteita tulisi hoitaa luontotyyppin ”karuunnuttamiseksi” luonnonhoidollisin kulotuksin ja/tai ennallistamispoltoin niin talousmetsissä kuin suojelualueilla. Hoito- ja ennallistamistoimia tehdään jo nykyisin, mutta niiden kattavuutta tulisi parantaa. Maasamme vallitsevaa palontorjuntaa on pidettävä luontotyyppin kannalta epätyypillisenä ilmiönä ja siksi palojen jäljittely ennallistamistoimin on perustelua (Kouki 2011).

Suojelualueiden ennallistamispoltojen tavoitteena on palauttaa tuli ja sen ekologiset vaikutukset osaksi suojelualueiden metsien dynamiikkaa. Ennallistamispoltoissa pyritään nuorten metsien lisäksi polttamaan myös vanhempia metsiä, jolloin saadaan vaihtelevia määriä palon seurauksena kuollutta puuta ja myös järeää palanutta puuta. Järeäpuustoisten metsien ennallistamispoltoilla on suuri merkitys etenkin metsien hyönteislajistolle. (Perkiö ym. 2011)

Tulta voidaan käyttää talousmetsien luonnonhoidossa uudistusaloilla ja säästöpuuryhmissä, erityisesti karuissa elinympäristöissä. Säästöpuuryhmän poltossa tuotetaan järeää palon vaurioitamaa puustoa, ja samalla säästöpuuryhmän rakenne muuttuu monipuolisemmaksi. (Saaristo ja Lindberg 2011) Harjualueiden sekä karujen metsätyyppien talousmetsiin olisi mahdollista kehittää uudenlaista hallittua tulenkäyttöä, jossa tehtäisiin säännöllisesti alhaisen palokuorman kulotuksia karun luontotyyppin ylläpitämiseksi (Saaristo ja Lindberg 2011).

Hyvän metsänhoidon suositusten (Tapio 2006a) mukaan karukkokankailla ja niihin rinnastettavilla kasvupaikoilla ei yleensä harjoiteta aktiivista puuntuotantoa. Niin ikään suosituksissa todetaan männyn kasvatuksen yhteydessä, että karukkokankailla ja niihin rinnastettavilla kasvupaikoilla sekä kitumailla päätavoitteena on yleensä säilyttää alue metsäisenä. Usein on tarkoituksenmukaista antaa näiden alueiden olla puuntuotannon ulkopuolella. (Tapio 2006a) Metsähallituksen talousmetsissä kitumaat jätetään kokonaan metsänkäsittelyn ulkopuolelle (Päivinen ym. 2011), joskin Metsähallituksen talousmetsien karukkokankaiden esiintymät ovat enimmäkseen metsämaalla.

FSC-standardin laajempi käyttöön otto merkitsee talousmetsien kulotusalueiden pinta-alan tai poltettujen säästöpuuryhmien merkittävää kasvua suurten maanomistajien metsissä (Saaristo ja Lindberg 2011). Lisäksi FSC-standardin arvokkaiden elinympäristöjen aina säästettävissä kohteis-

sa ovat mukana luonnontilaiset ja luonnontilaisen kaltaiset kitu- ja joutomaat sekä erikseen määritellyt runsaslahopuustoiset kangasmetsät (Suomen FSC-standardi 2011).

Vähäpuustoisin osa karukkokankaista (kitumaan karukkokankaat) voisi ainakin teoreettisesti sisältyä metsälain 10 §:n erityisen tärkeään elinympäristöön *karukkokankaita puuntuotannollisesti vähätuottoisemmat hietikot*, mutta ei ole tiedossa, onko tätä tulkintaa käytännössä käytetty.

Karukkokankaiden turvaamiseksi niiden ominaispiirteitä muuttavilta metsänhoitotoimilta vähät jäljellä olevat luonnontilaiset ja luonnontilaisen kaltaiset karukkokankaat olisi perusteltua lisätä metsälain erityisen tärkeäksi elinympäristöksi. Hyvän metsänhoidon suositukset (Tapio 2006a) sisältävät jo nyt näiden karujen kasvupaikkojen rajaamisen puuntuotannon ulkopuolelle, joten ehdotus tehostaisi suosituksen toteutumista. Kohteiden mahdollisten hoito- ja käyttötoimenpiteiden tulee säilyttää ja vahvistaa luontotyyppien keskeisiä ominaispiirteitä. Näitä ovat muun muassa karu kasvillisuus, järeä ja vanha puusto, kuolleet ja lahonneet pysty- ja maapuut sekä paloympäristöjen esiintyminen. Myös lahoppuujatkumon säilyttäminen on tärkeää. Karukkokankaat ovat heikotuohtoisimpia metsiä, joten niiden taloudellinen merkitys on vähäisin.

Runsaslahopuustoiset kohteet voidaan turvata METSO-ohjelman mukaisina suojelualueina. Rehevöityneitä ja muuten laadultaan heikentyneitä karukkokankaita tulee hoitaa suunnitelmallisesti luonnonhoidollisin kulotuksin.

Porojen laidunnuspaineen säätelyssä keskeinen merkitys on sekä poroluvulla että laidunkiertojärjestelmien toteuttamisella. Poronhoitolain (1990/848) mukaan maa- ja metsätalousministeriö määrää kymmeneksi vuodeksi kerrallaan paliskuntaakohtaiset suurimmat sallitut eloporoluvut (ks. tarkemmin luku 5.2.4). Laidunten tilan paraneminen edellyttäisi suurimpien sallittujen porolukujen alentamista ja toimivien laidunkiertojärjestelmien toteuttamista. Porojen määrän vähennysten kohdentaminen tulisi tehdä erityisesti

niille alueille, joilla esiintyy uhanalaisia ja herkästi kuluvia luontotyyppisiä, kuten karukkokankaita. Lisäruokintapaikkoja ei tulisi perustaa paikoille, joissa esiintyy uhanalaisia luontotyyppisiä.

Luontotyyppien uhanalaisuuden arvioinnin yhteydessä esitettiin toimenpide-ehdotuksia, joita toteuttamalla uhanalaisten luontotyyppien tilaa voitaisiin parantaa. Karukkokankaita koskevat erityisesti kaksi seuraavaa ehdotusta: *Ehkäistään kuivien-karujen kangasmetsien rehevöitymistä ja vähennetään sitä hoitotoimin* sekä *Lisätään harvinaisimpien ja eniten taantuneiden metsäluontotyyppien suojeluastetta ja parannetaan niiden laatua* (Tonteri ym. 2008a). Seuraavassa esitettävät kehittämisehdotukset tukevat osaltaan näitä toimenpide-ehdotuksia.

Kehittämisehdotus:

- Karukkokankailla lisätään luonnonhoidollisia kulotuksia.
- Suojelualueiden karukkokankaiden tilaa parannetaan ennallistamispolttoin niin nuorissa kuin vanhoissa metsiköissä.
- Vähät jäljellä olevat luonnontilaiset ja luonnontilaisen kaltaiset karukkokankaat sisällytetään metsälain erityisen tärkeisiin elinympäristöihin. Kohteiden keskeiset ominaispiirteet säilytetään tai niitä palautetaan hoitotoimin.
- Karukkokankaita turvataan tehokkaammin METSO-ohjelmassa.

Lisäksi poronhoitoalueella:

- Laiduninventointien osoittaessa laidunten kunnan heikentyneen, kiinnitetään huomiota erityisesti paliskuntien porolukuihin ja niiden säätelyyn sekä muihin laitumia elvyttäviin toimiin poronhoidossa.
- Paliskunnat suunnittelevat porotaloussuunnitelmassaan alueilleen sellaisen laidunkiertojärjestelmän, jolla voidaan estää luontotyyppien kulumista ja samalla edistää paliskunnan laidunalueiden tarkoituksenmukaisista ja kestävästä käytöstä poronhoidossa.

Karuimmat tunturikoivikot



Tunturikoivu ei ole Suomen puolella toipunut tunturimittarituhosta, mutta rajan takana Norjassa elpyminen on onnistunut alhaisemman laidunnuspaineen vuoksi.
Kuva: Juha Sihvo

Karuimmat tunturikoivikot ovat uhanalaisista tunturiluontotyypeistä laaja-alaisimpia. Luontotyypin keskeiset ominaispiirteet ovat kauttaaltaan heikentyneet. Luontotyypin turvaaminen perinteisen suojelun keinoin ei turvaa sitä luontotyypin merkittävimmältä uhkatekijältä, voimakkaalta porolaidunnukselta.

Suomen tunturikoivikot ovat pohjoisia oroboreaalisia metsiä, joissa tunturikoivu (*Betula pubescens* ssp. *czerepanovii*) on pääpuulaji. Tunturikoivikon kriteerinä on, että tunturikoivut ovat vähintään kaksimetrisiä, puuston kokonaislatvuspeittävyys on vähintään 10 % ja tunturikoivun osuus latvuspeittävyyydestä on vähintään 70 %. (Norokorpi ym. 2008b)

Karuimmilla tunturikoivikoilla tarkoitetaan tässä variksenmarja-jäkälä-tunturikoivikoita (subalpiininen *Empetrum-Lichenes* -tyyppi; sELiT), jotka ovat kuivimpia ja vähäravinteisimpia tunturikoivikkotyyppejämme. Hämet-Ahdin (1963) mukaan luontotyyppi luetaan mantereisiin subalpiinisiin tunturikoivikoihin, ja ne muodostavat alpiinisen metsänrajan suhteellisen mantereisilla sisämaan tuntureilla.

Variksenmarja-jäkälä-tunturikoivikoiden esiintymät sijaitsevat yleensä suhteellisen kuivilla ja tuulille alttiilla mailla, joilla lumipeite on ohut ja maalaji hiekkaa tai soramoreenia. Niihin sisältyvät myös liikkumattomille dyynialueille syntyneet tunturikoivikot. Humuskerros on parin senttimetrin paksuinen. Myös deflaatiopintoja (paljaan maan laikkuja) esiintyy. Aluskasvillisuus esiin-

tyy mosaiikkimaisina jäkälä- ja varpulaikkuina, joissa varvut ovat yleensä tunturikoivuryhmien ympärillä ja jäkälät välipaikoissa. (Norokorpi ym. 2008b)

Esiintyminen ja suojelu

Karuimmat tunturikoivikot painottuvat Tunturi- ja Metsä-Lapin lievästi mantereisille alueille. Ne ovat yleisimpiä itäisen Enontekiön, Inarin ja eteläisen Utsjoen hiekkakankailla (Norokorpi ym. 2008b). Metsähallituksen luontopalveluiden hallinnassa olevilla mailla variksenmarja-jäkälä-tunturikoivikoita on Metsähallituksen SutiGIS-kuviotietojärjestelmän mukaan vajaat 125 000 ha (Elisa Pääkkö, Metsähallitus, kirj. tiedonanto 18.4.2012; taulukko 32). Tämä on noin neljännes maamme kaikista tunturikoivikoista, joiden kokonaisalaksi on arvioitu 496 000 ha (Norokorpi ym. 2008b). Luontotyypin esiintymisestä yksityismailla ei ole tietoa, mutta se on oletettavasti melko vähäistä. Luontotyypin kuvioiden keskikoko on 16 ha, mutta kuviokoon hajonta on suurta (30 ha). Esiintymät sijoittuvat valtaosin saamelaisalueelle eli 13 pohjoisimman paliskunnan alueelle.

Lähes 60 % luontotyypin valtion maiden esiintymistä sijaitsee erämaa-alueilla ja noin 30 % kansallis- ja luonnonpuistoissa sekä soidensuojelualueilla. Urho Kekkonen kansallispuistossa luontotyyppiä on lähes 15 000 ha, Lemmenjoen kansallispuistossa noin 12 500 ha, Kevon luonnonpuistossa runsaat 2 700 ha ja Sammuttijängän-Vaijoenjängän soidensuojelualueella lähes 3 000 ha. Erämaa-alueilla

Taulukko 32. Variksenmarja-jäkälä-tunturikoivikoiden esiintyminen (ha) Metsähallituksen luontopalveluiden hallinnassa olevilla alueilla Metsähallituksen SutiGIS-kuviotietojärjestelmän mukaan (Elisa Pääkkö, Metsähallitus, kirj. tiedonanto 18.4.2012).

Alue	Pinta-ala (ha)
Kansallispuisto	28 131
Luonnonpuisto	2 951
Soidensuojelualue	4 752
Suojelumetsä	510
Erämaa-alue	71 386
Suojeluohjelma-alueet	511
Muu (mm. virkistysalue tai muu luontopalveluiden hallinnassa oleva alue)	15 966
Yhteensä	124 207

luontotyyppien esiintyminen painottuu Kaldoaivin (20 067 ha), Muotkatunturin (16 310 ha) ja Pais-tunturin (13 537 ha) erämaihin, mutta se on hyvin yleinen myös Pöyrisjärven ja Hammastunturin erämaissa (molemmissa runsaat 7 500 ha) (Elisa Pääkkö, Metsähallitus, kirj. tiedonanto 18.4.2012).

Suomella on katsottu olevan erityinen vastuu karuimpien tunturikoivikoiden turvaamisessa ja luontotyyppi on nimetty yhdeksi Suomen kansainvälisistä vastuuluontotyypeistä (Raunio ym. 2008).

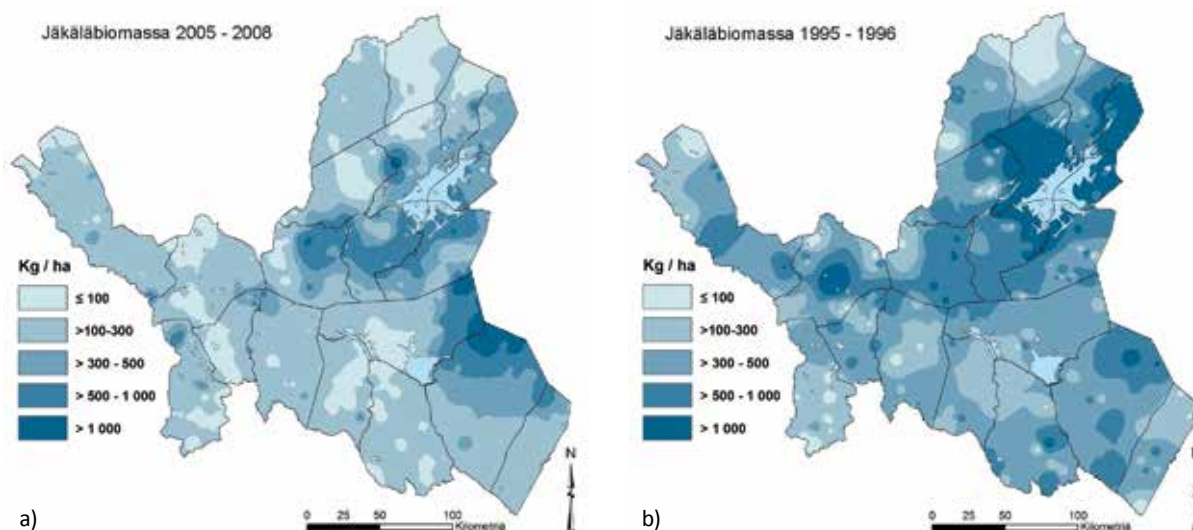
Luontotyyppien tila ja siihen vaikuttavat tekijät

Luontotyyppien uhanalaisuuden arvioinnin mukaan variksenmarja-jäkälä-tunturikoivikot on Suomessa vaarantunut (VU) luontotyyppi erittäin voimakkaasti laadun heikentymisen sekä myös määrän vähenemisen vuoksi (Norokorpi ym. 2008b). Luontotyyppien esiintymiä on kuitenkin vielä niin paljon, että arvioissa on käytetty luontotyyppien yleisyyden perusteella tehtävää lievennystä.

Variksenmarja-jäkälä-tunturikoivikot sisältyvät luontodirektiivin yhteisön tärkeänä pitämään luontotyyppiin (Neuvoston direktiivi 92/43/ETY, liite I), *tunturikoivikoihin*. Luontodirektiivi edellyttää edistämään toimenpiteitä, joilla tunturikoivikoiden suotuisa suojelutaso voitaisiin saavuttaa. Tällä hetkellä tunturikoivikoiden suojelutaso Suomessa sekä borealisella että alpiinisella luonnonmaantieteellisellä alueella on ”epäsuotuisa-riittämätön-heikkenevä” (Ympäristöhallinto 2009).

Variksenmarja-jäkälä-tunturikoivikoiden laadun on arvioitu heikentyneen erittäin voimakkaasti (Norokorpi ym. 2008b). Suurimpana syytä tähän on voimakas porolaidunnus, joka on monin paikoin kuluttanut pahasti jäkäläpeitettä, ohentanut humuskerrosta ja lisännyt ravinteiden huuhtoutumista. Kulutuksen jatkuessa kenttä- ja pohjakerrosrajasto köyhtyvät ja kasvipeite vähenee. Voimakkaimman laidunnuksen alueilla kasvipeitettä on tuhoutunut, mikä altistaa maaperää eroosiolle. Porolaidunnus vaikuttaa myös puuston rakenteeseen vähentämällä taimien, tyvivesojen ja puiden alaoksien määrää. Erityisesti voimakkaasti laidunnetuilla kesälaidunalueilla koivujen uudistuminen estyy. (Norokorpi ym. 2008b)

Jäkälälaidunten kunnan on arvioitu heikentyneen koko 1900-luvun ajan, mutta erityisesti 1970-luvun jälkeen jäkäläkköjen kuluminen on ollut selvää. Poronhoitoalueen pohjoisosassa, jonne myös luontotyyppien esiintyminen painottuu, jäkälälaitumet olivat vuosien 2005–2008 laiduninventointien perusteella suurelta osin voimakkaasti kuluneita (Kumpula ym. 2009; tietolaatikko 11; kuva 23). Jäkälämäärät ovat pienentyneet useimmissa paliskunnissa vielä 1990-luvun puolivälistä vuosiin 2005–2008 (Kumpula ym. 2009; kuva 23).



Kuva 23. Poronjäkälien biomassa (kg/ha) jäkälälaitumilla tutkittujen jäkälälaidunten koealojen perusteella interpoloituna a) vuosina 2005–2008 ja b) vuosina 1995–1996. Lähde: Kumpula ym. 2009.

Tietolaatikko 11. Poronjäkäliköjen ekologista tilaa kuvaava luokitus (ks. Norokorpi ym. 2008a).

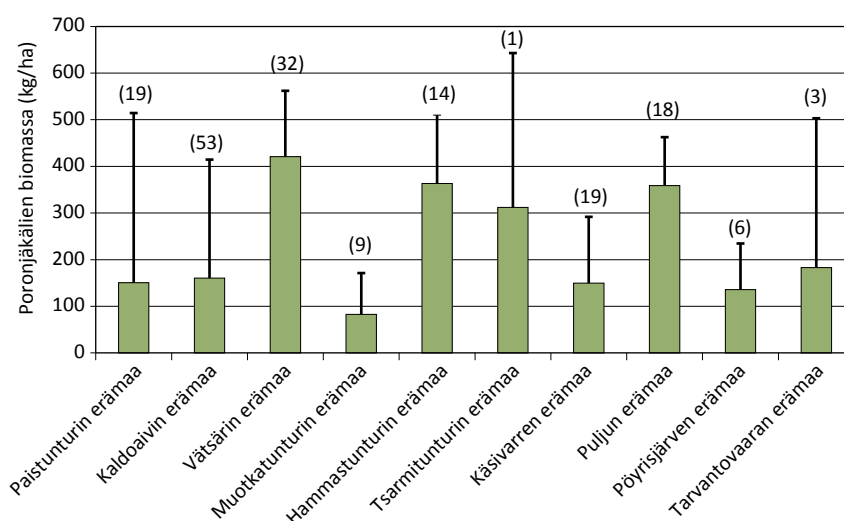
Jäkälikön tila	Jäkälän biomassa (kg/ha)
Voimakkaasti kulunut	< 300
Hitaasti uudistuva	300–1 000
Hyvin uudistuva	1 000–2 500
Maksimituottoinen	2 500–4 500
Laiduntamaton	4 500–7 500
Kliimaksivaihe	> 7 500

Kohtuullisessa kunnossa olevia tai hyväkuntoisia jäkälälaitumia oli vielä niillä alueilla, joilla porot laiduntavat pääosin talvella ja jotka sijaitsevat samalla metsätaloukskäytön tai muun maankäytön ulkopuolella olevilla suojelualueilla (Kumpula ym. 2009). Useimmissa tunturialueen paliskunnissa porot pääsevät laiduntamaan myös lumettomana aikana lähes koko paliskunnan alueella, sillä niissä ei yleensä ole selväpiirteistä laidunaluejako. Toisaalta niissä paliskunnissa, joissa on selväpiirteinen laidunaluejako, paliskunnan tunturialueet muodostavat yleensä kesälaidunalueen. (Jouko Kumpula, Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, suull. tiedonanto 2012)

Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos (RKTL) on tarkastellut laidunten tilaa myös erämaa-alueilla ja joissakin pohjoisissa kansallis- ja luonnonpuistoissa (Nieminen 2010a). Erämaa-alueiden jäkäläkankailla poronjäkälien peittävyys ja pituus ovat pieniä ja jäkälien biomassa keskimäärin vain 232 kg/ha. Niillä erämaa-alueilla, jotka ovat variksenmarja-jäkälä-tunturikoivikoiden esiintymisen painopistealueita, jäkäliköt ovat poronjäkä-

lien keskimääräisen biomassan perusteella (ks. tietolaatikko 11) voimakkaasti kuluneita lukuun ottamatta Hammastunturin erämaa-alueetta, jossa poronjäkälien biomassa on keskimäärin noin 350 kg/ha. Heikoin tilanne on Muotkatunturin erämaa-alueella, jossa poronjäkälien biomassa on keskimäärin vain alle 100 kg/ha (Nieminen 2010a; kuva 24). Myös Lemmenjoen kansallispuistossa ja Kevon luonnonpuistossa, joissa variksenmarja-jäkälä-tunturikoivikoita on runsaasti, poronjäkäliköt ovat voimakkaasti kuluneita. Niiden biomassa on Lemmenjoella alle 300 kg/ha ja Kevolla alle 100 kg/ha (Nieminen 2010a). Urho Kekkonen kansallispuistossa, jossa on myös runsaasti karuimpien tunturikoivikoiden esiintymiä, jäkäliköjen tilanne on paras biomassan ollessa yli 400 kg/ha. Sielläkin jäkäliköt ovat niiden ekologisen tilan luokituksen mukaan vain hitaasti uudistuvia.

Laidunnustavalla on todettu olevan olennainen vaikutus jäkälälaidunten kuntoon. Niillä talvilaidunalueilla, joilla porot laiduntavat pääsääntöisesti vain talvella, jäkälälaitumet ovat paremmassa kunnossa kuin kesälaidunalueilla tai ympäri vuoden käytössä olevilla laidunalueilla (Kumpula ym. 2009). Jäkälämäärät olivat Kumpulan ym. (2009) tutkimuksen tarkastelualueen 20 paliskunnasta 14:ssä tilastollisesti merkitsevästi suuremmat talvi- kuin kesälaidunalueilla. Poronjäkälien keskimääräisen biomassan vaihtelu oli paliskunnittain 78–651 kg/ha ja laidunalueittain 67–1 096 kg/ha. Verrattaessa näitä biomassoja jäkäliköjen ekologisen tilan luokituksen raja-arvoihin (tietolaatikko 11), voidaan jäkäliköjen tilaa pitää suurelta osin heikkona luontotyypin esiintymisalueella ja myös laajemmin tunturialueella. Jäkälikköjen tila kuvastaa yleisemmin luontotyyppiin kohdistuvaa laidunnuspainetta.



Kuva 24. Erämaa-alueiden poronjäkälien biomassat vuosina 1999–2005 (kuiva-ainetta/ha, keskiarvo ± keskihajonta, koealueiden lukumäärä suluissa, mukana talvilaidunalueet). Lähde: Nieminen 2010a.

Paliskunnissa, joissa porotiheys on jäkälälaitumilla korkea ja vuodenaikainen laidunkierto ei toteudu, on suuri todennäköisyys jäkälälaidunten kulumiseen. Tällainen tilanne on useimmissa tunturialueen ja Keski-Lapin paliskunnissa, mikä näkyy jäkälälaidunten jäkälämäärissä. (Kumpula ym. 2009)

Voimakkaan laidunnuksen vuoksi variksenmarja-jäkälä-tunturikoivikoiden olennaiset rakenteen ja toiminnan piirteet, poronjäkälien runsaus (jäkälien pituus, peittävyys ja biomassa) sekä tunturikoivun esiintyminen ja uudistuminen ovat vaarantuneet. Viime vuosina esiintyneet mittariperhosten aiheuttamat tunturikoivutuhot yhdistettynä vuodesta toiseen toistuvaan voimakkaaseen kesäaikaiseen laidunnukseen voivat johtaa tunturikoivikoiden tuhoutumiseen näillä alueilla.

Luontotyypin tilaan voi vaikuttaa myös ilmasta tuleva typpilaskeuma sekä lisääntynyt raskasmetallilaskeuma (nikkeli, kupari) erityisesti Itä-Inarin ja Utsjoen alueilla (Metsäntutkimuslaitos 2012). Tulevaisuudessa erityisesti kuivien ja kuivahkojen tunturikoivikoiden esiintymisalue voi olla vaarassa supistua myös ilmastonmuutoksen (lämpötilojen ja sademäärän kasvaminen) ja siitä seuraavan männyn leviämisen vuoksi. Tunturin yläosien maaperäolosuhteet ja ilmaston lämmitessä lisääntyvä tunturi- ja hallamittarituhojen riski porolaidunnuksen ohella voivat rajoittaa koivun levittäytymistä ylempään tunturissa. Männyn on ennustettu valtaavan lisää alaa tunturien ala- ja keskirinteillä. Luontotyypin karu maaperä ja ravinnesuhteiden epäedullisuus voivat hidastaa metsänrajan etenemistä ja ilmastonmuutoksen mahdollisesti aiheuttamaa heinittymistä (Sutinen ym. 2011).

Laidunten tilan heikkeneminen ja osin myös talvien lumiolosuhteet ovat johtaneet porojen lisäruokintaan, joka on lisääntynyt voimakkaasti viime vuosina (Turunen ja Vuojala-Magga 2011), ja siitä on nykyisin tullut pysyvä käytäntö poronhoidossa. Talvilaidunten nykyinen tila ja havaittu jatkuva muutos huonompaan suuntaan osoittavat, että nykyisen poromäärän ylläpito ei ole enää mahdollista pelkästään luontaisen talviravinnon varassa. Poronhoitovuonna 2007–2008 käytettiin porojen ruokintaan rehuja koko poronhoitoalueella noin 60 miljoonaa kiloa kuivaksi heinäksi laskettuna (Nieminen 2010b).

Luontotyypin tilan parantaminen

Porojen laidunnuspaine on keskeinen tunturiluontotyyppien tilaan vaikuttava tekijä, joten laidunnuspaineen säätely ja laidunten käyttötapojen kehittäminen ovat avainasemassa tunturialueiden kestäväen käytön edistämiseksi. Kuitenkin porolaitumia ja laidunympäristön tilaa sekä niissä tapah-

tuvia muutoksia tulee tarkastella kokonaisvaltaisesti. Eri maankäyttömuodoilla voi maankäytön voimakkuudesta ja laajuudesta riippuen olla kumuloituvia vaikutuksia porolaidunten määrään, laatuun ja käytettävyyteen ja sitä kautta laidunnuspaineeseen eri alueilla, mikä puolestaan vaikuttaa luontotyyppien tilaan.

Luontotyyppien uhanalaisuuden arvioinnin yhteydessä on esitetty toimenpide-ehdotuksia, joita toteuttamalla uhanalaisten luontotyyppien tilaa voitaisiin parantaa. Karuimpia tunturikoivikkoja koskee erityisesti toimenpide-ehdotus, jonka mukaan *Porojen aiheuttamaa laidunnuspainetta säädel- lään ja porojen laidunkiertoa kehitetään luontotyyppien tilan parantamiseksi. Tavoitteena on saavuttaa kuivilla ja kuivahkoilla tunturikoivikkotyypeillä sekä karuilla tunturikangastyypeillä vähitellen poronjäkäliköjen ekologisen tilan luokka "hyvin uudistuva" ainakin 50 %:lla kyseisten luontotyyppien pinta-alasta ja samalla varmistaa tunturikoivikoiden uudistuminen* (Norokorpi ym. 2008a).

Myös toimintasuunnitelmassa uhanalaisten luontotyyppien tilan parantamiseksi on esitetty toimenpide-ehdotuksia tilanteen kohentamiseksi (Ympäristöministeriö 2011). Ehdotuksiin kuuluvat muun muassa tunturialueiden maankäytön kokonaisvaltaisen suunnittelun edistäminen, luonnolaitumiin perustuvan poronhoidon edistäminen pohjoisilla tunturialueilla sekä saamelaisten perinteisten poronhoitomenetelmien hyödyntäminen, monitavoitteisten paliskunta-kohtaisten porotalousuunnitelmien laatimiseen kannustaminen sekä tiedon vaihdon parantaminen uhanalaistuneista tunturiluontotyypeistä. Ehdotuksen mukaan kesälaidunalueilla tulee kiinnittää huomiota etenkin tunturikoivikoiden rakenteen ja toiminnan turvaamiseen ja varmistaa tunturikoivikoiden uudistuminen.

Porojen laidunnuspaineen säätelyssä keskeinen merkitys on paliskuntien poroluvulla sekä laidunkiertojärjestelmien toteuttamisella. Poronhoitolain (1990/848) mukaan maa- ja metsätalousministeriö määrää kymmeneksi vuodeksi kerrallaan paliskunta-kohtaiset suurimmat sallitut eloporoluvut. Eloporojen enimmäismäärää määrätessään ministeriön on kiinnitettävä huomiota siihen, että talvikautena paliskunnan alueella laidunnettavien porojen määrä ei ylitä paliskunnan talvilaitumien kestävä tuottokykyä. Vuoden 2019 loppuun voimassa oleva suurin sallittu eloporoluku on 203 700. Viimeksi porolukuja määrätessä vuonna 2010 eloporolukuihin ei tehty muutoksia.

Poronhoitolaissa on myös mahdollisuus, että paliskunta voi itse enintään vuodeksi kerrallaan päättää, että sen alueella pidettävien eloporojen enimmäismäärä on ministeriön säätämää enim-

mäismäärää pienempi. Kesäaikaiset poromäärät (aikuiset + vasat) tunturipaliskunnissa ovat noin 1,5–1,7-kertaisia verrattuna talviseen eloporomäärään. Tämä johtuu porokarjojen nykyisestä rakenteesta, sillä noin 85 % eloporoista on vaatimia, joiden vasatuotto on viime vuosina ollut noin 65–80 %. (Jouko Kumpula, Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, kirj. tiedonanto 26.9.2012)

Viimeisimmät tulokset jäkälälaidunten kunnosta (Kumpula ym. 2009; Mattila ja Mikkola 2009) osoittavat jäkälälaitumien ja sitä kautta jäkäläisten luontotyyppien tilan olevan suurelta osin heikko. Jäkälälaitumet uudistuvat nykyisessä tilassaan hitaasti tai erittäin hitaasti. Tämä kasvattaa lisäruokinnan tarvetta poronhoidossa ja aiheuttaa samalla epäedullisia muutoksia niin luonnon tilassa kuin poronhoidossakin kasvattaen myös porotalouden menoja. Kehityksen suunnan muuttaminen edellyttäisi suurimpien sallittujen porolukujen alentamista ja porojen määrän vähennysten kohdentamista etenkin niihin paliskuntiin, joissa esiintyy runsaasti uhanalaisia ja herkästi kuluvia luontotyyppisiä, kuten karuimpia tunturikoivikoita.

Poronhoitolakiin tulisi kirjata talvilaidunten kestävän käytön lisäksi myös toimivien laidunkiertojärjestelmien toteuttaminen sekä kesälaidunalueiden kestävän käytön ja tunturikoivun uudistumisen turvaaminen. Myös porotalouden tukijärjestelmiä, kuten lakia porotalouden ja luontaiselinkeinojen rakennetuista (2011/986) on tarpeen kehittää sellaisiksi, että ne tukevat luonnonlaitumiin perustuvaa kestävää poronhoitoa. Porotaloudelle maksettava tuki voitaisiin esim. porrastaa siten, että tuki olisi korkeampi ns. perinteisessä saamelaisporonhoidossa ja muussa poronhoidossa, jossa poroja hoidetaan pelkästään luonnonlaitumilla ja poromäärät ovat selvästi pienempiä kuin lihantuotannon maksimointiin pyrkivässä, ruokintaan voimakkaasti tukeutuvassa poronhoidossa. Myös poromäärien vähennyksestä (alle sallitun eloporoluvun) aiheutuvien tuotonmenetysten kompensoimista tulee harkita.

Paliskunnat laativat alueillaan yleensä viisivuotiskaudeksi porotaloussuunnitelmat, joiden tulee sisältää myös suunnitelmat paliskunnan laidunten käytöstä ja ympäristön hoidosta. Toimivien laidunkiertojärjestelmien toteuttaminen onkin yksi merkittävimmistä tekijöistä säästettäessä jäkälälaitumia kulumiselta (Kumpula ym. 2009). Paliskuntain

yhdistyksessä kehitetään parhaillaan porotaloussuunnitelmien runkoa, ja jatkossa muun muassa luontotyyppien turvaamiseen liittyvät asiat on tarkoitus ottaa paremmin huomioon (Marja Anttonen, Paliskuntain yhdistys, suull. tiedonanto 2012).

Itä-Lapin maakuntakaavan alueella vuonna 2012 käynnistynyt POROT-hanke (Suomen ympäristökeskus 2012b) on avaus maankäytön kokonaisvaltaiseen suunnitteluun. Hankkeessa kootaan ja päivitetään porolaitumiin, poronhoitoympäristöön ja poronhoitoon liittyvät paikkatietoaineistot helposti käytettäviksi ja hyödynnettäviksi maankäytön suunnittelun, kuten eritasoisen kaavoituksen lähtötiedoksi, sekä luodaan verkosto tietoa tuottavien tahojen kesken. Liittämällä tietoihin myös tiedot uhanalaisista ja/tai helposti kuluvista luontotyypeistä, myös ne voidaan ottaa paremmin huomioon maankäytön suunnittelussa.

Kehittämisehdotus:

- Poronhoitolain edellyttämiä paliskunta-kohtaisia suurimpia sallittuja eloporolukuja määrittäessä otetaan huomioon talvilaidunten kestävän käytön ohella myös kesälaidunalueiden kestävä käyttö sekä tunturikoivun uudistumisen turvaaminen. Nämä asiat kirjataan myös poronhoitolakiin. Lisäksi otetaan huomioon uhanalaisten ja herkästi kuluviin luontotyyppien esiintymät sekä varmistetaan niiden olennaisten rakenteen ja toiminnan piirteiden säilyminen. Laiduninventointien osoittaessa laidunten kunnan heikentyneen, kiinnitetään huomiota paliskuntien porolukuihin ja niiden säätelyyn sekä muihin laitumia elvyttäviin toimiin poronhoidossa.
- Porotalouden tukijärjestelmiä (Laki porotalouden ja luontaiselinkeinojen rakennetuista) kehitetään sellaisiksi, että ne tukevat luonnonlaitumiin perustuvaa kestävää poronhoitoa.
- Paliskunnat suunnittelevat porotaloussuunnitelmissaan alueilleen sellaisen laidunkiertojärjestelmän, jolla voidaan estää luontotyyppien kulumista ja samalla edistää paliskunnan laidunalueiden tarkoituksenmukaista ja kestäväää käyttöä poronhoidossa.
- Tunturialueiden maankäyttöä tarkastellaan, suunnitellaan ja ohjataan kokonaisvaltaisesti ja kestävästi.

Uhanalaisten luontotyyppien kirjaaminen luonnonsuojeluasetukseen

Vertailukohtana luonnonsuojeluasetuksen uhanalaiset lajit

Suomen luontotyyppien ensimmäisen uhanalaisuuden arvioinnin valmistuttua vuonna 2008 on usein nostettu esiin kysymys, tulisiko uhanalaiset luontotyypit kirjata luonnonsuojelulakiin ja -asetukseen vastaavalla tavalla kuin uhanalaiset lajit. Luonnonsuojelulain 46 §:n mukaan asetuksella voidaan säätää uhanalaiseksi lajiksi sellainen luonnonvarainen eliölaji, jonka luontainen säilyminen Suomessa on vaarantunut. Uhanalaiset lajit on lueteltu luonnonsuojeluasetuksen liitteessä 4. Siihen on otettu pääsääntöisesti ne Suomessa (Ahvenanmaata lukuun ottamatta) esiintyvät lajit, jotka on uhanalaisuusarvioinnissa arvioitu luokkaan äärimmäisen uhanalainen (CR), erittäin uhanalainen (EN) tai vaarantunut (VU). Luonnonsuojelulain soveltamisalan mukaisesti liitteessä 4 ei ole mukana riistalajeja eikä taloudellisesti hyödynnettäviä kaloja. Liitteen sisältö voidaan tarkistaa aina tuoreimman uhanalaisuusarvioinnin mukaiseksi.

Hallituksen esityksessä luonnonsuojelulainsäädännön uudistamiseksi (HE 79/1996) todetaan, että lajin säätämiseksi uhanalaiseksi ei ole kansalaisiin kohdistuvia oikeusvaikutuksia. Viranomaisiin kohdistuvia vaikutuksia sen sijaan on. Viranomaisten seurantavelvoite kohdistuu etenkin uhanalaisiin lajeihin, ja seurannasta saatujen tietojen perusteella uhanalainen laji voidaan tarvittaessa säätää erityisesti suojeltavaksi lajiksi. Erityisesti suojeltavan lajin säilymiselle tärkeät esiintymispaikat voidaan rajata ja niiden heikentäminen tai hävittäminen kieltää, ja ympäristöministeriön on tarvittaessa laadittava ohjelma erityisesti suojeltavan lajin kannan tai kantojen elvyttämiseksi.

Uhanalaiset lajit voidaan ottaa huomioon tiettyissä hankkeissa ja niiden suunnittelua varten tehtävissä luontoselvityksissä. Uhanalaisten lajien voidaan tulkita olevan esimerkiksi sellaisia erikoisia luonnonesiintymiä, jotka maa-aineslain mukaisessa lupaharkinnassa on otettava huomioon. Myös kaavojen luontoselvityksissä yleensä selvitetään uhanalaisten lajien esiintymistä kaavoitettavalla alueella, koska maankäyttö- ja rakennuslain säännökset velvoittavat ottamaan huomioon vaikutukset luonnonympäristöön ja lain 9 §:n mu-

kaan kaavoituksen on perustuttava riittäviin tutkimuksiin ja selvityksiin. Näin voitaisiin menetellä jo pelkästään eliölajien uhanalaisuusarvioinnin tulosten perusteella, mutta voidaan olettaa, että uhanalaisten lajien painoarvoa erilaisten hankkeiden suunnittelussa lisää niiden sisällyttäminen luonnonsuojelulakiin ja -asetukseen.

Vastaavalla tavalla uhanalaiset luontotyypit voitaisiin sisällyttää luonnonsuojelulakiin ja -asetukseen, jolloin niiden esiintymien selvittäminen erilaisissa luontoselvityksissä muodostuisi todennäköisesti nykyistä yleisemmäksi ja yhtenäisemmäksi käytännöksi. Samalla tietämys uhanalaisista luontotyypeistä ja niiden esiintymistä vähitellen kasvaisi, ja kertyvää tietoa voitaisiin käyttää jatkossa mm. uhanalaisuusarvioinnin tarkentamiseen kattavampien tietojen pohjalta. Luonnonsuojelulainsäädännön arviointia (Similä ym. 2010) varten tehdyssä kyselyssä useat ympäristöhallinnon edustajat ehdottivat uhanalaisten luontotyyppien painoarvon lisäämistä maankäytön suunnittelussa ja hankkeiden vaikutusarvioinnissa sekä niiden ottamista huomioon lupaharkinnassa. Uhanalaisten luontotyyppien luettelon liittäminen luonnonsuojeluasetukseen voisi vaikuttaa tähän suuntaan.

Kehittämisehdotus:

- Uhanalaiset luontotyypit sisällytetään luonnonsuojelulakiin vastaavasti kuin uhanalaiset lajit, ja luettelo niistä liitetään luonnonsuojeluasetukseen. Uhanalaisten luontotyyppien esiintymät selvitetään maankäytön suunnittelussa ja hankkeiden vaikutusarvioinnissa ja ne otetaan nykyistä paremmin huomioon hankkeiden lupaharkinnassa ja toteutuksessa.

Uhanalaisten luontotyyppien luettelon laadinta luonnonsuojeluasetusta varten

Luontotyyppien uhanalaisuuden arvioinnissa tarkasteltiin 368 luontotyyppiä, kun joukosta on poistettu puutteellisesti tunnetuiksi (DD) jääneet luontotyypit sekä ryhmätason arviot, jotka ovat päällekkäisiä luontotyyppitaso arvioiden kanssa. Tarkastelluista luontotyypeistä uhanalaisiksi arviointiin koko Suomessa 51 % eli 188 luontotyyppiä. Uhanalaisilla tarkoitetaan äärimmäisen uhanalaisia (CR), erittäin uhanalaisia (EN) ja vaarantuneita (VU) luontotyyppijä. (Raunio ym. 2008)

Luonnonsuojeluasetukseen sisällytettävän uhanalaisten luontotyyppien luettelon muodostaminen vaatii enemmän pohjatyötä ja harkintaa kuin uhanalaisten lajien luettelon laadinta. On pohdittava erityisesti sitä, millä tavoin pääasiassa laadullisesti uhanalaiset luontotyypit otetaan

huomioon luettelossa. Luontotyyppi on arvioitu uhanalaiseksi joko esiintymien määrän vähenemisen tai laadun heikentymisen vuoksi. Usein uhanalaisuuden taustalla ovat molemmat syyt, mutta lopullisen uhanalaisuusluokan määrää se tekijä, joka on kriittisempi.

Uhanalaiseksi on esiintymien laadun heikentymisen perusteella päätyntä myös sellaisia luontotyyppijä, jotka ovat määrältään runsaita ja jopa runsastuneita. Näitä ovat erityisesti nuorten kangasmetsien luontotyyppit, jotka ovat metsätaloustoimien vuoksi nykyisin runsaampia kuin ne olisivat luontaisesti, mutta niiden rakenteelliset ja toiminnalliset ominaispiirteet (mm. lahopuun määrä) ovat huomattavasti muuttuneet. Tällaisissa tapauksissa luontotyyppiä ei voi sisällyttää asetuksen luetteloon sellaisenaan, vaan olisi perusteltua rajata asetuksen uhanalainen luontotyyppi koskemaan esimerkiksi luontotyyppin luonnontilaisia tai luonnontilaisen kaltaisia esiintymiä. Sama koskee myös mm. sisävesien luontotyyppijä, joiden uhanalaisuutta on arvioitu pelkästään laadun muuttumisen perusteella, koska kokonaiset järvet ja joet harvoin häviävät fyysisinä vesimuodostumina.

Kehittämisehdotus:

- Luonnonsuojeluasetuksen uhanalaisten luontotyyppien luettelo laaditaan luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnin tulosten pohjalta. Luettelon kokoamisessa otetaan huomioon tiettyjä luontotyyppijä koskevat erityispiirteet, kuten luontotyyppin määrällisen ja laadullisen kehityksen huomattava ristiriita. Esimerkiksi ihmisen toiminnan vuoksi runsastuneella, mutta laadullisesti uhanalaisella luontotyyppillä luetteloon sisältyisivät vain luontotyyppin luonnontilaiset tai luonnontilaisen kaltaiset esiintymät.





Kuva: Seppo Tuominen

6 Luontotyyppien suojelusta Ruotsissa

Tässä luvussa esitellään vertailukohtana Ruotsin lakisääteistä luontotyyppisuojelua keskittyen Suomen luonnonsuojelu-, metsä- ja vesilakia lähinnä vastaavaan pienkohteiden suojeluun. Kokonaiskuvan saaminen luontotyyppien säilyttämisestä sekä suojelualueilla että talouskäytössä olevilla alueilla edellyttäisi kuitenkin koko lainsäädäntöön ja sen keskinäisiin suhteisiin perehtymistä, mikä tässä hankkeessa ei ollut mahdollista. Tiedot Ruotsin luontotyyppisuojelusta perustuvat pääasiassa Miska Koivulehdon selvitykseen, joka tehtiin Suomen ympäristökeskuksessa tämän julkaisun valmistelua varten (Koivulehto 2011).

Ruotsin ympäristönsuojelun puitelaki *Miljöbalken* (1998:808) astui voimaan vuoden 1999 alussa, ja se yhdisti yhdeksi laiksi 15 aiemmin erillistä lakia. Yksi näistä oli luonnonsuojelulaki (*naturvårdslag*), joka lakkautettiin erillisenä lakina. Vuonna 1999 tulivat voimaan myös ympäristölaatutavoitteet (*miljö kvalitetsmålen*), jotka ohjaavat viranomaisen ympäristönsuojelutyötä. Useat tavoitteista liittyvät luonnonympäristöjen elinvoimaisuuteen kuten *levande skogar, hav i balans samt levande kust och*

skärgård, levande sjöar och vattendrag, mullrande våtmarker, ett rikt odlingslandskap, storslagen fjällmiljö ja ett rikt växt- och djurliv. Tavoitteiden toteutumista seuraa neuvottelukunta, joka raportoi vuosittain valtioneuvostolle. Suojelualueiden valinnan priorisointiperiaatteet on liitetty ympäristölaatutavoitejärjestelmään.

Lakisääteisiä suojelualuetyyppejä ovat Ruotsissa kansallispuisto, luonnonreservaatti (sisältää vanhan luonnonsuojelulain nojalla perustetut luonnonsuojelualueet), kulttuurireservaatti, biotooppisuojelualue, luonnonmuistomerkki, eläinten- tai kasviensuojelualue sekä Natura 2000 -alue. Lisäksi *Miljöbalken*issa säädetään mm. yleisestä rantojensuojelusta, joka kieltää mm. rakentamisen rannoille 100 tai 300 metrin etäisyydellä kumpaankin suuntaan rantaviivasta ilman poikkeuslupaa. Lakisääteisen suojelun lisäksi luonnonsuojeluviranomaiset ja maanomistajat voivat tehdä keskenään yksityisoikeudellisia luonnonsuojelusopimuksia (*naturvårdsavtal*) korkeintaan 50 vuodeksi. Sopimuksia tehdään erityisesti hoitoa tarvitseville alueille.

Ruotsin **biotooppisuojelualueet** (*biotopskyddsområden*) vastaavat lähinnä Suomen luontotyyppisuojelua luonnonsuojelu-, metsä- ja vesilaisissa. Niistä säädetään *Miljöbalken*in 7 luvun 11 ja 11 a §:issä. Biotooppisuojelualueet ovat pieniä maa- tai vesialueita, jotka ovat tärkeitä elinympäristöjä uhanalaisille eläin- tai kasvilajeille tai muutoin erityisen suojelunarvoisia. Biotooppisuojelualueiden luonnon vahingoittaminen on kiellettyä ilman poikkeuslupaa, mutta niitä voidaan tarvittaessa hoitaa luonnonsuojelun säilyttämiseksi. Biotooppisuojelualueiden koko voi suurimmillaan olla noin 20 hehtaaria (Naturvårdsverket 2012).

Biotooppisuojelua on kahdenlaista: yleinen biotooppisuojelu suoraan lain nojalla sekä viranomaisten aluerajauspäätöksiin perustuva biotooppisuojelu. Jälkimmäinen voidaan jakaa vielä kahteen tyyppiin sen mukaan, mikä viranomaisen vastaa alueiden valinnasta ja perustamisesta: metsämaalla pääasiassa *Skogsstyrelsen* ja metsämaan ulkopuolella läänit. Myös kunnat voivat perustaa biotooppisuojelualueita sekä metsämaalle että sen ulkopuolelle. Naturvårdsverketin (2012) ohjeistossa kuvataan perusteellisesti biotooppisuojelun eri muodot, suojellut biotoopit ja niiden luonnonsuojelun vahingoittavat toimenpiteet.

6.1

Yleinen biotooppisuojelu

Osa Ruotsin biotooppisuojelusta on ns. automaattisuojelua, koska tietyt yleisen biotooppisuojelun (*generellt biotopskydd*) kohteet ovat suojeltuja suoraan lain nojalla ilman erillisiä alueiden rajauspäätöksiä. Nämä seitsemän helposti tunnistettavaa, maatalousympäristössä esiintyvää biotooppia on lueteltu ja kuvattu aluesuojeluasetuksen liitteessä 1 (tietolaatikko 12).

6.2

Biotooppisuojelu metsämaalla ja metsien avainbiotoopit

Biotooppisuojelu metsämaalla perustuu biotooppisuojelualueiden rajauspäätöksiin, joita voivat tehdä sekä *Skogsstyrelsen* että kunnat. Metsämaan biotooppisuojelualueita oli vuoden 2011 loppuun mennessä perustettu 6 699 kpl, ja niiden yhteispinta-ala oli 22 340 ha ja keskikoko 3,3 ha (Statistiska centralbyrån ja Naturvårdsverket 2012). Metsämaan biotooppisuojelun kohteiksi tarkoitettut biotoopit on lueteltu aluesuojeluasetuksen liitteessä 2 (tietolaatikko 13).

Biotooppisuojelualue voidaan perustaa alueelle, joka kuuluu edellä kuvattuihin luontotyyppisiin.

Biotooppisuojelualue perustetaan, kun ympäristönlaatutavoite edellyttää lisää suojelualueita tietyille ympäristötyypille ja perustettavalta alueelta löytyy inventoinnin perusteella luonnonsuojelun alueita kuten avainbiotooppeja.

Avainbiotoopit eivät ole sama asia kuin aluesuojeluasetuksen biotoopit. Avainbiotoopit voivat olla suppeampia luontotyyppisiä aluesuojeluasetuksen määrittelemien biotooppien sisällä sekä myös aluesuojeluasetukseen kuulumattomia monimuotoisuuden kannalta tärkeitä kohteita. Käsitteellä avainbiotooppi ei ole suoraa juridista yhteyttä biotooppisuojeluun, vaikka avainbiotooppien löytyminen alueelta voi toimia perusteena biotooppisuojelualueen perustamiselle.

Niitä metsäisiä avainbiotooppeja, jotka eivät sisälly aluesuojeluasetuksen biotooppisuojelun luontotyyppisiin, koskee puolestaan metsälain (*skogsvårdslagen*) 30 § luonnonsuojelun huomioon ottamisesta. Metsälaisissa lisäksi kielletään jalopuu- metsien muuttaminen muuntotyypiksi metsiksi ja säädetään ottamaan tunturimetsien käsittelyssä erityisesti huomioon luonnonsuojelu, kulttuuriarvot ja perotalous.

Skogsstyrelsen on vuodesta 1990 lähtien inventoinut avainbiotooppeja yksityismaalla, ja myös metsäyritykset ja suuret maanomistajat ovat tehneet vastaavia inventointeja omilla maillaan. Avainbiotooppi-inventoinnit on toteutettu koko maassa samalla menetelmällä. Runsaat viisikymmentä erilaista avainbiotooppia on määritelty. Kaikki inventoidut kohteet on arvioitu ja rajattu karttajärjestelmiin.

Skogsstyrelsen kirjaa inventointien yhteydessä myös alueet, jotka eivät täytä avainbiotoopin määritelmää, mutta voivat silti olla tärkeitä monimuotoisuudelle. Ne on luokiteltu luonnonsuojelukohteiksi (*objekt med naturvärden*). Ne ovat alueita, joiden ajatellaan kehittyvän avainbiotoopiksi tulevaisuudessa, jos ne jätetään koskemattomiksi tai jos niitä hoidetaan. Sekä *Skogsstyrelsen* että *Naturvårdsverket* ovat ehdottaneet luontotyyppiluotteluun muutoksia ja täydennyksiä mm. Natura 2000 -alueiden ulkopuolella sijaitsevien luontodirektiivin luontotyyppien suojelemiseksi sekä inventoinneissa saatujen kokemusten perusteella.

Inventointien tulokset ovat Ruotsissa julkisia ja helposti saatavilla. *Skogsstyrelsen* ylläpitää karttapalvelua *Skogens pärlor* (www.skogsstyrelsen.se/skogensparlor), jossa esitetään yli 500 000 metsien arvokasta kohdetta: mm. biotooppisuojelualueet, avainbiotoopit ja muut arvokkaat kohteet, luonnonsuojelusopimusalueet sekä erilaiset luonnonsuojelualueet. Palvelussa on myös muinaisjään-

nös- ja muita kulttuurikohteita. Jokaiselta kohteelta esitetään kartan lisäksi tietosivu, josta käyvät ilmi alueen koordinaatit ja muut sijaintitiedot sekä tiedot arvokkaista ominaispiirteistä.

Koko lakisäätisellemetsiensuojelulle on Ruotsissa valtakunnallinen strategia, jossa esitetään priorisointiperusteita suojeltavien alueiden valinnalle (Naturvårdsverket ja Skogsstyrelsen 2005). Ne koskevat myös biotooppisuojealueita. Prio-

risointiperusteina ovat huomattavien metsikkö- ja aluetason luonnonarvojen sekä suojealueilla huonosti edustettuina olevien metsäluontotyyppien lisäksi myös Ruotsin kansainväliset vastuu- luontotyyppit, jotka on metsien osalta määritelty kyseisessä julkaisussa. Niistä esimerkiksi kalkki- alueiden havumetsät, pähkinälehdot ja saariston luonnonmetsät sisältyvät myös metsämaalle määriteltyihin biotooppisuojealueisiin.

Tietolaatikko 12. Ruotsin yleisen biotooppisuojelele kohteet, jotka ovat suojeltuja suoraan lain nojalla (Förordning (1998:1252) om områdesskydd enligt miljöbalken m.m., bilaga 1). Biotoopit on kuvattu Naturvårdsverketin (2012) julkaisussa.

- 1) **Puukujat ja -rivit** (Allé)
- 2) **Lähteet ympäröivine kosteikkoineen maatalousmaalla** (Källa med omgivande våtmark i jordbruksmark)
- 3) **Kiviröykkiöt maatalousmaalla** (Odlingsröse i jordbruksmark)
- 4) **Salavarivit** (Pilevall)
- 5) **Pienvedet ja kosteikot maatalousmaalla** (Småvatten och våtmark i jordbruksmark)
- 6) **Kivimuurit maatalousmaalla** (Stenmur i jordbruksmark)
- 7) **Peltosaarekkeet** (Åkerholme)

Tietolaatikko 13. Ruotsin biotooppisuojelele kohteet metsämaalla (Förordning (1998:1252) om områdesskydd enligt miljöbalken m.m., bilaga 2). Biotoopit on kuvattu julkaisussa Skogsstyrelsens författningssamling 2000.

- 1) **Paloaukeat** (Brandfält)
- 2) **Palon jälkeen luontaisesti kehittyneet lehtimetsiköt** (Lövbrännor)
- 3) **Vanhat luonnonilaisen kaltaiset metsät** (Äldre naturskogsartade skogar)
- 4) **Leppälehdot** (Örtrika allundar)
- 5) **Raviinimetsät** (Ravinskogar)
- 6) **Pienvedet lähiympäristöineen** (Mindre vattendrag och småvatten med omgivande mark)
- 7) **Ruohoiset kosteikkometsät** (Örtrika sumpskogar)
- 8) **Vanhat hiekkamaan metsät** (Äldre sandskogar)
- 9) **Vanhat laidunvaikutteiset metsät** (Äldre betespräglade skogar)
- 10) **Kalkkimaan metsät** (Kalkmarksskogar)
- 11) **Letot ja kalkkisuot** (Rik- och kalkkärr)
- 12) **Leppäluhdot** (Alkärr)
- 13) **Pähkinäpensaslehdot ja -metsät** (Hasselundar och hasselrika skogar)
- 14) **Lähteet ympäröivine kosteikkoineen** (Källor med omgivande våtmarker)
- 15) **Soiden metsäsaarekkeet** (Myrholmar)
- 16) **Lohkare- ja kalliojyrkänteet** (Ras- eller bergbranter)
- 17) **Ikivanhat puut lähiympäristöineen** (Mark med mycket gamla träd)
- 18) **Ranta- tai tulvametsät** (Strand- eller svämskogar)
- 19) **Ranta- ja vesiympäristöt, joilla elää uhanalaisia tai heikentyneitä lajeja tai joilla on merkittävä vaikutus uhanalaisten tai heikentyneiden lajien säilymiseen** (Strand- eller vattenmiljöer som hyser bestånd av hotade eller missgynnade arter eller som har en väsentlig betydelse för hotade eller missgynnade arters fortlevnad)

Biotooppisuojelu metsämaan ulkopuolella

Biotooppisuojelu metsämaan ulkopuolella perustuu biotooppisuojelualueiden rajauspäätöksiin, joita voivat tehdä sekä läänit että kunnat. Suojelukohteiksi tarkoitettut biotoopit on lueteltu alueuojeluasetuksen liitteessä 3 (tietolaatikko 14). Mukana on monipuolisesti soita, perinnebiotooppeja, kallioita ja etenkin vesiympäristöjä sekä sisävesissä että meressä.

Biotooppisuojelua metsämaan ulkopuolella on toistaiseksi toteutettu selvästi vähemmän kuin metsämaalla: vuoden 2011 lopussa metsämaan ulkopuolisia biotooppisuojelualueita oli 91 kpl, ja niiden yhteispinta-ala oli 220 ha ja keskipinta-ala 2,4 ha (Statistiska centralbyrån ja Naturvårdsverket 2012). Myös muista ympäristöistä kuin metsistä on määritelty avainbiotooppeja, jotka osaltaan vaikuttavat rajattavien biotooppisuojelukohteiden valintaan.

Tietolaatikko 14. Ruotsin biotooppisuojelun kohteet metsämaan ulkopuolella (Förordning (1998:1252) om områdesskydd enligt miljöbalken m.m., bilaga 3). Biotoopit on kuvattu Naturvårdsverketin (2012) julkaisussa.

- 1) **Letot ja kalkkisuot maatalousmaalla** (Rik- och kalkkärr i jordbruksmark)
- 2) **Niityt** (Ångar)
- 3) **Luonnonlaitumet** (Naturbetesmarker)
- 4) **Luonnontilaiset vesistöt** (Naturliga vattendrag)
- 5) **Lohkare- ja kalliojyrkänteet** (Ras- eller bergbranter)
- 6) **Luonnontilaiset vesiputoukset lähiympäristöineen** (Naturliga vattenfall med omgivande mark)
- 7) **Luonnontilaiset kosket lähiympäristöineen** (Naturliga forsar med omgivande mark)
- 8) **Luonnontilaiset järven laskukohdat (luusuat) lähiympäristöineen** (Naturliga sjöutlopp med omgivande mark)
- 9) **Jokisuut merenrannikolla** (Mynningsområden vid havskust)
- 10) **Silmäkorallin muodostamat riutat** (Rev av ögonkorall)
- 11) **Luontaisesti kalattomat vesistöt** (Naturliga sjöar och andra vatten som är naturligt fisktomma)
- 12) **Kokonaan tai osittain kuroutuneet merenlahdet** (Helt eller delvis avsnörda havsvikar)
- 13) **Matalat merenlahdet** (Grunda havsvikar)
- 14) **Merijokasniityt** (Ålgräsängar)
- 15) **Eloperäiset riutat** (Biogena rev)
- 16) **Ranta- ja vesiympäristöt, joilla elää uhanalaisia tai heikentyneitä lajeja tai joilla on merkittävä vaikutus uhanalaisten tai heikentyneiden lajien säilymiseen** (Strand- eller vattenmiljöer som hyser bestånd av hotade eller missgynnade arter eller som har en väsentlig betydelse för hotade eller missgynnade arters fortlevnad)



Kuva: Seppo Tuominen

7 Yhteenveto

7.1

Luontotyyppien suojelun nykytilanne

Luonnonsuojelu-, metsä- ja vesilain säädökset tiettyjen erikseen lueteltujen, usein pienialaisten luontotyyppien ja elinympäristöjen turvaamiseksi ovat olleet voimassa 1990-luvun loppupuolelta lähtien eli noin 15 vuoden ajan. Näiden luontotyyppien luonnontilaisia tai luonnontilaisen kaltaisia esiintymiä ei saa vaarantaa. Luonnonsuojelulain luontotyypeillä tämä kielto astuu voimaan ELY-keskuksen tekemän rajauspäätöksen jälkeen, kun taas metsälain erityisen tärkeillä elinympäristöillä ja vesilain luontotyypeillä se on voimassa suoraan lain nojalla.

Luonnonsuojelulain 29 §:ssä on yhdeksän harvinaista metsien, rantojen ja perinneympäristöjen suojeltua luontotyyppiä. Niiden esiintymiä on inventoinneissa löydetty yhteensä 1 655 kpl ja 2 975 ha. Rajauspäätös on tähän mennessä tehty 1 051

esiintymälle ja 2 078 hehtaarille. Rajauspäätösten pinta-alat ovat suurimmat Pohjois-Pohjanmaan ja Hämeen ELY-keskusten alueilla ja pienimmät Pohjois-Savossa ja Kainuussa. Luontotyypeittäin tarkasteltuna suurimmat yhteenlasketut rajausten pinta-alat ovat jalopuumetsiköillä ja merenranta- niityillä, pienimmät lehdesniityillä ja katajakedoilla. Rajauspäätösten keskikoko on 2,0 ha, metsäisillä luontotyypeillä kuitenkin vain vähän yli 1 ha.

Luontotyyppien rajauspäätöksistä on valitettu hallinto-oikeuteen keskimäärin 6 %:ssa päätöksistä. Valitusten jakautuminen eri ELY-keskusten alueelle noudattelee tehtyjen rajauspäätösten määrää. Hallinto-oikeuksissa 84 % rajauspäätöksistä pysyi ennallaan. Tiedossa olevista korkeimman hallinto-oikeuden päätöksistä pysyi ennallaan 71 %.

Kiinteistön omistaja tai erityisen oikeuden haltija saa valtiolta täyden korvauksen, jos luontotyyppin muuttamiskiellosta aiheutuu merkityksellistä haittaa eikä ELY-keskus ole myöntänyt poikkeuslupaa luontotyyppiä muuttavaan toimintaan. Korvauksia on vuosina 1998–2011 sovittu yhteensä vajaat 213 000 €, ja yksittäiset korvaussummat ovat vaihdelleet noin 4 000 ja 29 000 euron välillä. Tämän lisäksi maanmittaustoimisto on määrännyt korvauksen kahdessa tapauksessa, joista toisessa korvaussumma oli hieman yli miljoona euroa.

Metsälain 10 §:ssä on seitsemän erityisen tärkeää elinympäristöä. Niihin sisältyy pienvesien lähiympäristöjä, soita, kallioita ja lehtoja. Elinympäristöjä on löytynyt yksityismetsistä 105 000 ha, Metsähallituksen talousmetsistä noin 43 600 ha ja metsäteollisuusyritysten metsistä 12 000 ha. Elinympäristöjä on ilmoitettu eniten Pohjois-Pohjanmaan ja vähiten Rannikon metsäkeskuksen alueelta. Elinympäristöistä valtaosa on vähäpuustoisia soita sekä purojen ja norojen lähiympäristöjä. Kohteiden pinta-ala yksityismailla on keskimäärin 0,7 ha.

Metsäisiä elinympäristöjä turvataan myös maanomistajille vapaaehtoisen METSO-toimintaohjelman avulla. Toimintaohjelman kohteiden valintaperusteena on kymmenen arvokasta elinympäristöä. Kohteita voidaan turvata useiden eri keinojen avulla: ostamalla kohteet valtiolle, perustamalla yksityisiä suojelualueita pysyvästi tai määrääjäksi, tekemällä maanomistajien kanssa määräaikaista ympäristötukisopimuksia tai hoitamalla kohteita luonnonhoitohankkeilla. Näillä keinoilla on vuoden 2011 lopulla rauhoitettu yhteensä lähes 13 700 ha, josta valtaosa on runsaslahopuustoista kangasmetsää. Ympäristötukisopimuksia on tehty yhteensä noin 7 500 hehtaarille, eniten runsaslahopuustoisille kangasmetsille ja puustoisille soille. Metsien elinympäristöjä pyrkivät osaltaan turvaamaan myös metsäsertifiointijärjestelmät ja metsänhoitosuosituksiset.

Vesilain 2 luvun 11 §:ssä on neljä pienialaista turvattavaa vesiluontotyyppiä. Niiden esiintymiä ei ole kartoitettu valtakunnallisesti, joten koottua tietoa niiden pinta-alasta tai esiintymien sijainnista ei ole. Tietoa ei myöskään ole koottu pienvesisäädöksiin liittyvien poikkeuslupien määrästä.

7.2

Luontotyyppisäädösten tarkistamistarpeet luonnonsuojelu-, metsä- ja vesilaissa

Raportissa on tarkasteltu nykyisten suojeltujen luontotyyppien ja turvattavien elinympäristöjen määritelmien ja rajausten tarkistamistarpeita luonnonsuojelu-, metsä- ja vesilaissa ja laadittu kehittämisehdotuksia. Työssä on käytetty tausta-aineistoina mm. luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnin tuloksia, toimintasuunnitelmaa uhanalaisten luontotyyppien tilan parantamiseksi, luonnonsuojelulainsäädännön arvioinnin yhteydessä tehdyn kyselytutkimuksen tuloksia, julkaistuja tutkimuksia eri luontotyypeistä sekä metsälain 10 §:n toimuudesta, suostrategiatyön valmistelussa tuotettuja materiaaleja sekä keskusteluja ELY-keskusten luonnonsuojeluviranomaisten sekä useiden muiden asiantuntijoiden kanssa.

Nykyiset luonnonsuojelu-, metsä- ja vesilain luontotyyppit ovat suurelta osin uhanalaisia, mikä on ymmärrettävää sitä taustaa vasten, että lakeihin on koottu nimenomaan ihmisen toimien vuoksi taantuneita, turvaamisen tarpeessa olevia luontotyyppisiä. Luontotyyppisiä turvaava lainsäädäntö on ollut voimassa noin 15 vuotta, mutta suojeltavien luontotyyppien tilassa ei ole havaittu selkeää paranemista. Osasyynä on varmasti se, että luontotyyppien muutokset tulevat näkyviin varsin hitaasti. Viive lainsäädännön vaikutusten näkymisessä ei kuitenkaan yksin selitä sitä, miksi lainsäädännöllä turvatut luontotyyppit ovat edelleen uhanalaisia. Muita syitä voivat olla, ettei nykyinen lainsäädännöllinen turva toteudu käytännössä riittävästi tai se ei lähtökohtaisesti ole riittävän laaja-alaista tai tehokasta tai sillä ei pystytä vaikuttamaan kaikkiin olennaisiin luontotyyppien uhkatekijöihin. Näitä tekijöitä on tarkasteltu luontotyypeittäin ja yleisemmin.

Luonnonsuojelulain 29 §:n luontotyypeille on tehty luontotyyppikohtaisia kehittämisehdotuksia jalopuumetsiköille, pähkinäpensaslehdöille, tervaleppäkorville, hiekkarannoille, merenranta- niityille, hiekkadyneille ja katajakedoille. Merkittävien muutosten luontotyyppien määritelmässä nykytilanteeseen verrattuna olisi tervaleppäkorpien määritelmän laajentaminen koskemaan kaikkia tervaleppäluhtien alatyyppejä, tervaleppäkorpiä sekä ainakin osaa kosteista ja tuoreista tervaleppälehdöistä. Toinen merkittävä muutos olisi kotojen suojelun laajentaminen katajakedoista kaikkiin kotoihin riippumatta katajan esiintymisestä.

Luonnonsuojelulain nykyisillä luontotyypeillä muut merkittävät kehittämisehdotukset liittyvät mm. luontotyyppien hoidon järjestämiseen, luonnontilaiseen verrattavan esiintymän tulkintaan sekä luontotyyppirajauksen ulkopuolella tehtävien toimien haitallisten vaikutusten ehkäisyyn. Monet suojellut luontotyypit kärsivät nykyisin rehevöitymisestä, ja suojelun lisäksi ne tarvitsevat myös hoitoa, mihin tulisi luoda kannustimia. Ehdotuksissa myös painotetaan ”luonnontilaiseen verrattavan” ja ”luontaisesti syntyneen” esiintymän tulkinnassa luontotyyppin ominaispiirteiden säilymistä ja palautumista eikä pelkästään sitä, onko esiintymään kohdistunut ihmisen toimintaa. Myös hoidettuja esiintymiä tulisi tulkita lain kriteerit täyttäväksi nykyistä laajemmin. Olisi myös selvennettävä tulkintaa, ettei luontotyyppien ominaispiirteitä saa vaarantaa rajauksen ulkopuolisillakaan toimilla, ja olisi kehitettävä eri viranomaisten menettelytapoja ja yhteistyötä siten, että tämä säännös toteutuu.

Useiden ehdotusten tavoitteena on luoda luonnonsuojelulain luontotyyppirajauksista toimivampia ekologisista kokonaisuuksia, jotta niiden luontoarvoilla olisi paremmat säilymismahdollisuudet myös pitkällä aikavälillä. Vaikuttavuudeltaan paremmat rajaukset olisivat myös kustannustehokkaampia, kun rajauspäätösten valmisteluun kuluu joka tapauksessa ELY-keskuksissa varsin paljon työaikaa.

Luontotyyppisuojelelun kustannustehokkuutta voidaan lisätä myös parantamalla eri viranomaisten välistä tiedonkulkua ja yhteistyötä, keskittämällä samantyyppisten asioiden käsittelyä sekä parantamalla tiedonhallintaa luontotyyppien esiintymistä ja niihin liittyvistä päätöksistä, poikkeusluvista, korvauksista ja valituksista. Suojelun mahdollisuutta suoraan lain nojalla ilman rajauspäätöksiä voidaan harkita helpoimmin tunnistettavilla ja ympäristöstään selkeästi rajautuvilla luontotyypeillä.

Metsälain 10 §:n erityisen tärkeille elinympäristöille on laadittu elinympäristökohtaisia kehittämisehdotuksia rehevien korpien, lettojen, rehevien lehtolaikkujen, jyrkänteiden alusmetsien sekä vähäpuustoisten soiden turvaamisen tehostamiseksi. Merkittävin määritelmämuutos olisi lettojen määrittely metsälain elinympäristöksi koko maassa, ei vain Lapin läänissä.

Muut metsälain 10 §:n nykyisten elinympäristöjen kehittämisehdotukset liittyvät metsälakikohteen ominaispiirteiden säilyttämiseen, luonnontilaisuuden kaltaisuuden määrittelyyn, pienialaisuuteen, elinympäristöjen alueellisen yleisyyden huomioon ottamiseen sekä elinympäristön erottuvuuteen ympäristöstään. Etenkin reheviin lehtolaikkuihin, reheviin korpiin ja lettoihin se-

kä pienvesien lähiympäristöihin ja jyrkänteiden alusmetsiin olisi syytä sisällyttää luonnontilaiset ja luonnontilaisen kaltaiset esiintymät pinta-alasta riippumatta sekä tulkita lakikohteiksi lehto- ja lettokeskusten alueella sijaitsevat esiintymät ilman alueellisesti tiukempia kriteerejä. Metsälain sekä METSO-elinympäristöjen tietojen tilastointia ehdotetaan kehitettäväksi selkeämmän kokonaiskuvan saamiseksi.

Pienvesiä eli puroja, noroja, lampia ja lähteitä on tarkasteltu erikseen, koska niiden turvaamiskeinot jakautuvat useaan eri lakiin ja kokonaisuutta on pidetty vaikeasti hallittavana. Pienvesien käyttöä säännellään usean lain avulla, joista keskeisimpiä ovat vesilaki, metsälaki, ympäristönsuojelulaki, ja luontodirektiivin velvoitteiden osalta luonnonsuojelulaki. Sääntelyn kohteena ovat erikseen uoman tai vesialtaan rakenteelliset tekijät, hydrologia, veden laatu, vesialueen välitön lähiympäristö tai tiettyjen vesieliölajien turvaaminen. Lainsäädännöstä huolimatta monet pienvesityypit ovat edelleen uhanalaisia.

Jotta eri lakien muodostama turva pienvesille toimisi tehokkaammin, lakien soveltamista ehdotetaan kehitettävän tai tarvittaessa lainsäädäntöä muutettavan siten, että pienvesiluontotyypit otetaan huomioon kokonaisuutena: koko luontotyyppiesiintymä rantoineen ja lähiympäristöineen. Koska etenkin Etelä-Suomessa on enää hyvin vähän luonnontilaisia pienvesiä, erityistä huomiota tulisi kiinnittää myös ominaispiirteiltään heikentyneiden kohteiden turvaamiseen sekä maankäyttöön pienvesien lähiympäristössä. Tarvitaan myös ohjeistusta ja koulutusta pienvesiä koskevan lainsäädännön tulkinnoista ympäristö- ja metsäammattilaisille, metsänomistajille ja laajemmin kansalaisille.

Fladoille ja kluuveille ehdotetaan luontotyyppien määritelmien tarkentamista ja vesilain soveltamisen ohjeistusta tulkintojen helpottamiseksi ja alueellisen yhdenmukaisuuden varmistamiseksi. Fladojen ja kluuvien esiintymät tulisi selvittää nykyistä kattavammin ja koota tiedot paikkatietojärjestelmään. Fladat ja kluuvit ovat maankohoamisen vuoksi jatkuvassa muutoksessa, joten fladojen luonnontilaisien esiasteiden säilyttämiskeinoja tulisi harkita, jotta voitaisiin turvata uusien fladojen syntyminen korvaamaan vähitellen häviäviä vanhoja fladoja ja kluuveja. Vesilain suojan ulkopuolelle jäävien yli 10 hehtaarin kokoisten fladojen ja kluuvien suojelutilanne tulisi selvittää ja tarvittaessa edistää niiden säilymistä.

Luontotyyppiluetteloiden täydennystarpeet luonnonsuojelu-, metsä- ja vesilaissa

Raportissa tarkasteltaviksi on valittu tiettyjä luontotyyppisiä, jotka sopisivat lisättäviksi luonnonsuojelu-, metsä- tai vesilaissa turvattaviin elinympäristöihin. Valinnan perusteena on ollut, että luontotyypit ovat uhanalaisia ja niiden uhkatekijät ovat sellaisia, että niihin voidaan tehokkaimmin vaikuttaa kyseisellä lainsäädännöllä. Valitut luontotyypit soveltuisivat myös esiintymiensä koon perusteella turvattaviksi nykyisen kaltaisella lainsäädännöllä.

Lakisääteisen luontotyyppisuojelelun kehittäminen nähdään yhtenä, muttei yksinomaisena keinona parantaa uhanalaisten luontotyyppien tilaa. Uusien luontotyyppien lakisääteille turvaamiselle voitaisiin kehittää myös vaihtoehtoisia keinoja ja tehostaa olemassa olevien keinojen, esimerkiksi METSO-ohjelman ja talousmetsien luonnonhoidon käyttöä, kunhan toiminnan laajuus ja vaikuttavuus tehostuisi olennaisesti nykyiseen verrattuna. Esimerkiksi METSO-ohjelman vaikuttavuus paranisi, jos tehostettaisiin harvinaisten METSO-elinympäristöjen etsintää ja säilyttämiskeinojen täsmämarkkinointia maanomistajille sekä laajennettaisiin METSO-keinojen käyttöä myös muihin kuin puustoihin elinympäristöihin.

Nykymuotoisen lakisääteisen suojelelun kohteiksi ehdotetaan lisättäväksi 15 luontotyyppiä. Lähtökohtana kehittämisehdotuksissa on ollut se, että kaikkia luontotyyppien turvaamistarpeita ei ole perusteltua kattaa nykyisen luonnonsuojelu-, metsä- tai vesilain mukaisella luontotyyppisuojelellalla, koska se olisi hallinnollisesti raskasta eikä kannustaisi muunlaisten, elinympäristöjen kytkeytyneisyyden ja hoitotarpeen sekä maanomistajien vapaaehtoisten suojelevalmiuksien paremmin huomioon ottavien keinojen kehittämiseen.

Jotta lainsäädäntömuutosten taloudellisia, sosiaalisia ja ekologisia vaikutuksia voidaan arvioida, uusista luontotyypeistä tarvitaan mahdollisimman kattava tietopohja. Kustakin uudesta, lakisääteisistä keinoin turvattavaksi ehdotettavasta luontotyypistä on laadittu erillinen tietolomake (liite 2). Lisäksi liitteeseen 3 on koottu yleispiirteisellä tasolla tietoa ehdotettujen luontotyyppien suojelemattomien esiintymien pinta-aloista, esiintymien koosta, omistussuhteista, nykyisestä maankäytöstä ja sen rajoituksista.

Luonnonsuojelulain (LSL 29 §) suojelelun luontotyypeiksi ehdotetaan lisättäväksi seitsemän uhanalaista luontotyyppiä, joista kaksi on kallioiden

luontotyyppisiä, kaksi metsien luontotyyppisiä ja kolme tunturien luontotyyppisiä.

Kallioluontotyypeistä suojeltaviksi ehdotetaan *kalkkikallioita* ja *serpentiinikallioita*. Ne ovat uhanalaisimpia ja pienialaisimpia kallioluontotyyppijämme, ja niiden merkittävyys uhanalaiselle lajistolle on uusien tutkimusten mukaan vielä suurempi kuin aiemmin on tiedetty. Molemmat luontotyypit muistuttavat harvinaisuutensa, uhanalaisuutensa ja pienialaisuutensa vuoksi luonnonsuojelulain 29 §:n luontotyyppisuojelelun piirissä jo nyt olevia luontotyyppisiä. Myös vanhat, käytöstä poistuneet kalkkilouhokset ovat nykyisin merkittäviä uhanalaisen kalkkilajiston esiintymispaikkoja, ja ne ehdotetaan sisällytettäväksi suojeltaviin kalkkikallioihin luonnontilaiseen verrattavina esiintyminä. Monet pienet eteläiset kalkkikalliot kärsivät muiden uhkien ohella umpeenkasvusta ja tarvitsevat hoitoa.

Metsäisistä luontotyypeistä luonnonsuojelulain suojelelun luontotyypeiksi ehdotetaan ultraemäksisen maapohjan metsiä sekä tulvametsiä pohjoisboreaalisen vyöhykkeen eteläpuolella. *Ultraemäksisen maapohjan metsät* ovat hyvin harvinaisia ja pienialaisia metsiä, joilla esiintyy erikoisiin kemiallisiin oloihin sopeutunutta uhanalaista serpentiinilajistoa ja kasvillisuustyyppisiä. Näitä metsiä esiintyy sekä serpentiinikallioiden liepeillä että erikseen.

Eteläisen Suomen tulvametsät on todennäköisesti kaikkein uhanalaisin metsäluontotyyppimme. Se on lähes hävinnyt jokien patoamisen ja rantojen pellonraivauksen vuoksi. Tulvametsät on ekologisesti omaleimainen luontotyyppi, jonka tilan merkittävää parantamistarvetta korostaa sen kuuluminen EU:n luontodirektiivin erityisen tärkeisiin, priorisoituihin luontotyyppisiin. Luonnonsuojelulla voidaan suojata vähäiä jäljellä olevia pohjoisboreaalisen vyöhykkeen eteläpuolisia esiintymiä mm. vesitaloutta muuttavilta hankkeilta, mutta suojelelun lisäksi tarvitaan tulvametsien palauttamista esimerkiksi tulvasuojele- ja säännöstelyhankkeiden yhteydessä. Tulvametsiä voitaisiin palauttaa luonnontilaisiksi vesien pidättäviksi ja tulvahuippujen tasaajiksi.

Tunturien luontotyypeistä luonnonsuojelulain suojelelun luontotyypeiksi ehdotetaan boreaalisia tunturikankaita, tunturien reheviä niittyjä ja lehtoja sekä lapinvuokkokankaita. Tunturiluontotyyppisiä ei ole aiemmin ollut luonnonsuojelulain luontotyyppinä. Tunturialueella on laajoja suojele- ja erämaa-alueita, mutta hyvin pienialaisten ja harvinaisten luontotyyppien turvaaminen ei niissä toteudu. Luonnonsuojelulain mukaisilla rajuuspäätöksillä, joita ehdotetaan tehtäväksi myös suojele- ja erämaa-alueilla, voitaisiin ohjata mm.

maastoajoa, matkailurakentamista ja porojen lisäruokintaa näiden herkimpien kohteiden ulkopuolelle.

Boreaaliset tunturikankaat on Suomen ilmastollisten erityisolojen synnyttämä luontotyyppi, jollaista ei juuri esiinny muualla Fennoskandiassa tai Kuolassa. Boreaaliset tunturikankaat sijaitsevat eteläisillä tuntureilla ja ovat mm. matkailurakentamisen uhkaamia. Vaikka varsin suuri osa luontotyypin esiintymistä sijaitsee suojelualueilla, esiintymät ovat niin pienialaisia ja kasvillisuudeltaan herkästi kuluvia, että ne tarvitsevat erityisiä suojelutoimenpiteitä. *Tunturien rehevät lehdot ja niityt* sekä *lapinvuokkokankaat* taas ovat pienialaisia, reheviä poikkeuksia muutoin karussa tunturiluonnossamme. Ne kärsivät mm. voimakkaasta porolaidunnuksesta ja porojen maastoruokinnasta ja ovat myös rakentamisen ja maaston kulumisen uhkaamia.

Luonnonsuojelulain 29 §:n uusiksi suojelluiksi luontotyypeiksi ehdotettavien luontotyyppien suojelemattomien esiintymien arvioitu yhteispinta-ala on 4 000–9 000 hehtaaria. Kuudella seitsemästä luontotyypistä suojelemattomien esiintymien pinta-ala arvioidaan alle tuhanneksi hehtaariksi. Luontotyyppien nykyistä käyttöä esimerkiksi metsätalouteen vaikeuttavat mm. tulvat ja heikko metsänkasvu. Useat luontotyypit ovat METSO-elinympäristöjä, mutta vapaaehtoisuuteen perustuva METSO-ohjelma ei riitä turvaamaan näiden harvinaisten elinympäristöjen monimuotoisuusarvoja. Ultraemäksisten maiden metsien, serpentiinikallioiden ja kalkkikallioiden esiintymiä sijaitsee kaivannaisteollisuuden kannalta kiinnostavilla alueilla. Monilla ehdotetuista luontotyypeistä on merkittävässä määrin esiintymiä valtion mailla – ainoastaan Etelä-Suomen tulvametsien esiintymät ovat lähes pelkästään yksityismailla.

Metsälain (Metsäl 10 §) erityisen tärkeisiin elinympäristöihin lisääminen nähdään ensisijaiseksi turvaamiskeinoksi neljälle uhanalaiselle luontotyypille, joista kaksi on korpien luontotyyppiä ja kaksi hiekkamuodostumilla esiintyviä metsäisiä luontotyyppiä. Myös karukokankaille ehdotetaan muita keinoja täydentävänä keinona vähien jäljellä olevien luonnontilaisten tai luonnontilaisen kaltaisten esiintymien turvaamista metsälain erityisen tärkeänä elinympäristönä, koska esimerkiksi METSO-keinot eivät ole käytettävissä Pohjois-Suomessa (ks. luku 7.4).

Korvista metsälain uusiksi elinympäristöiksi ehdotetaan *aitokorpia* ja *nevakorpia*. Rehevien korpien turvaamistarve on tiedostettu jo pitkään, mutta myös karut korvet ovat merkittävästi vähentyneet metsäoijituksen seurauksena. Metsälain nojalla tulisi turvata aito- ja nevakorpien keskeiset ominaispiirteet kuten vesitalous, pienilmasto ja puustora-

kenne sekä sisällyttää metsälain elinympäristöihin myös aito- ja nevakorpiin rajautuvat kangaskorvet ekologisen kokonaisuuden turvaamiseksi.

Metsälain elinympäristöiksi ehdotetaan myös *harjumetsien valorinteitä* sekä *dyynimetsiä*, jotka ovat laajalti menettäneet erityispiirteitään mm. puuston tihentymisen ja maanpinnan kuntaantumisen vuoksi. Harju- ja dyynimetsät poikkeavat nykyisestä metsälain erityisen tärkeistä elinympäristöistä siinä, että niillä voitaisiin usein hyödyntää puustoa melko runsaastikin, kunhan se tehtäisiin ominaispiirteet säilyttäen tai niitä palauttaen ja valoisia paahdeympäristöjä suosien.

Vaikka nykyisin käytössä olevissa vapaaehtoisissa keinoissa (METSO-ohjelma, talousmetsien luonnonhoito, metsäsertifiointi) on tunnistettu tiettyjen elinympäristöjen, esimerkiksi harjumetsien turvaamisen tarve, keinojen käyttö ei ole ollut riittävän laaja-alaista ja tehokasta. Erityisesti harjumetsien tilan parantamisella on kiire, jotta niiden ominaispiirteet ja erikoistunut uhanalaislajisto voisivat vielä palautua, joten tehokkaampia keinoja tarvitaan nopeasti nykyistä huomattavasti laajempaan käyttöön. Harjumetsien turvaamiskeinot ovat olleet alimitoitettuja suhteessa siihen, että harjumetsät ovat tärkeä elinympäristö laajalle uhanalaisten lajien joukolle ja myös EU:n luontodirektiivin luontotyyppi, jonka suojelutasoa tulee parantaa myös suojelualueiden ulkopuolella. Edustavissa dyynimetsissä elää osin samaa lajistoa kuin harjumetsissä, joten myös dyynimetsien tilan parantaminen edesauttaa osaltaan paahdeympäristöjen lajien palauttamista.

Metsälain 10 §:n uusiksi erityisen tärkeiksi elinympäristöiksi ehdotettujen yhteensä viiden luontotyypin suojelemattomien esiintymien arvioitu yhteispinta-ala on suuruusluokaltaan vajaat 300 000 ha. Suurin pinta-ala on aitokorvilla ja pienin harjumetsien valorinteillä. Luontotyypit sijaitsevat pääosin yksityismailla lukuun ottamatta karukokankaita ja dyynimetsiä, joiden levinneisyys painottuu pohjoiseen.

Vesilain (Vesil 2 luku 11 §) nojalla turvattaviksi uusiksi luontotyypeiksi ehdotetaan lisättäväksi kolme Itämeren vedenalaista luontotyyppiä. Aiemmin vesilain nojalla on turvattu sisämaan ja rannikon pienvesiä, jotka ovat suhteellisen helposti havaittavia ja tunnistettavia vedenpinnan yläpuolisten fyysisten piirteidensä ansiosta. Kokonaan vedenalaisissa luontotyypeissä on haasteena tiedon saaminen niiden esiintymien sijainnista, mutta muutoin esimerkiksi uhkatekijöidensä vuoksi ne sopivat hyvin vesilain soveltamisalaan. Kaikkien vesilakiin ehdotettavien luontotyyppien potentiaalisista esiintymistä saadaan tietoa esimerkiksi merenpohjan laadun ja topografian perusteella, mutta

eliöyhteisöihin perustuvien luontotyyppien tarkan sijainnin määrittelyssä tarvitaan myös vedenalaista havainnointia. Vedenalaisten luontotyyppien paikkatiedot tulisi koota yhteiskäyttöiseen tietojärjestelmään.

Vesilain nojalla turvattaviksi luontotyypeiksi ehdotetaan meriajokasniittyjä ja näkinpartaisniittyjä, jotka ovat ekologisesti tärkeitä lajistollisen monimuotoisuutensa takia. *Meriajokasniittyjen* taantuminen on maailmanlaajuinen ilmiö, ja Suomen meriajokasniityt edustavat Itämeren pohjoisia ääriesiintymiä. *Näkinpartaisniittyihin* liittyy paljon uhanalaista lajistoa, ja monet näkinpartaislajit ovat uhanalaisia tai silmälläpidettäviä. Sekä meriajokasniityt että näkinpartaisniityt ovat voimakkaasti uhattuja rehevöitymisen vuoksi, ja muiden uhkien (mm. ruoppaukset, rakentaminen, merihiekan- ja soranotto) vähentäminen on tarpeen samalla, kun työ Itämeren tilan parantamiseksi vähentää rehevöitymisen haittavaikutuksia. Molempien luontotyyppien esiintymät tunnetaan vielä suhteellisen huonosti, mutta koska ne esiintyvät alueilla, joihin kohdistuu voimakkaita paineita, olisi perusteltua lisätä ne vesilakiin. Vedenalaisen meriluonnon inventointiohjelma VELMU ja tulevat vedenalaisen luonnon inventointihankkeet tuottavat lisää tietoa näistä luontotyypeistä.

Vesilain nojalla turvattavaksi luontotyyppiksi ehdotetaan myös merialueen *vedenalaisia harjuja*, joihin luetaan myös reunamuodostumien kuten Salpausselkien lajittuneet hiekka- ja soramuodostumat. Ne ovat merkittäviä monien vedenalaisten eliöyhteisöjen, osin myös meriajokasniittyjen esiintymiselle. Niitä uhkaavat Itämeren rehevöitymisen lisäksi merihiekan- ja -soranotto, laivaväylät, vesiliikenne ja ankkurointi sekä ruoppaus ja läjitys.

Vesilain 2 luvun 11 §:n uusiksi suojeltaviksi luontotyypeiksi ehdotettujen Itämeren vedenalaisten luontotyyppien suojelemattomien esiintymien pinta-alojen arviointi on selvästi vaikeampaa kuin maaluontotyyppien. Pienialaisin luontotyyppi on meriajokasniityt noin tuhannen hehtaarin kokonaispinta-alallaan ja laajin vedenalaiset harjut yli 100 000 hehtaarin pinta-alallaan. Näkinpartaisniittyjen pinta-ala on selvästi lähempänä meriajokasniittyjen kuin vedenalaisten harjujen pinta-alaa. Lähimpänä rantaa sijaitsevat esiintymät ovat yleensä kyltien yhteisiä vesialueita, kun taas kauempana rannikosta ja saarista sijaitsevat esiintymät ovat valtion aluevesillä.

7.4

Luontotyyppien säilyttäminen muiden lainsäädännön keinojen avulla

Luontotyyppien säilyttäminen ja niiden tilan parantaminen edellyttävät huomattavasti laajemman keinovalikoiman käyttöä kuin luonnonsuojelu-, metsä- ja vesilain nykyisen kaltainen luontotyyppisuojaus. Erityisen tärkeää olisi lisätä uhanalaisten luontotyyppien painoarvoa maankäytön suunnittelussa ja hankkeiden vaikutusarvioinnissa sekä niiden ottamista huomioon lupamenettelyissä. Yksi selvittämisen arvoinen uusi keino olisi muuttamiskielto tietyille luontotyypeille kuten suoyhdistymille. Myös vapaaehtoisen suojelun muotoja tulisi kehittää.

Kasvavaa tarvetta on laaja-alaisten luontotyyppien ja niiden muodostamien toiminnallisten kokonaisuuksien säilyttämiselle ja palauttamiselle sekä niitä tukevien maisematason suunnittelujärjestelmien kehittämiseksi. Jotta luontotyyppit voidaan ottaa suunnittelussa huomioon, on tärkeää kehittää niitä koskevien paikkatietojen kokoamista sähköisiin järjestelmiin ja parantaa tietojen saatavuutta ja yhteiskäyttöisyyttä.

Raportissa tarkastellaan esimerkinomaisesti muutamia sellaisia luontotyyppisiä, joiden turvaaminen on kiireellistä, mutta jotka eivät laajuutensa, uhkiensa moninaisuuden tai muun syyn vuoksi sovellu nykyisen kaltaisen luonnonsuojelu-, metsä- tai vesilain luontotyyppisuojauskohteiksi. Tarkasteltavat luontotyyppit ovat kaikki uhanalaisia, pikaisten toimien tarpeessa olevia luontotyyppisiä, joiden turvaamisessa ja tilan parantamisessa tarvitaan useita eri keinoja, joista osa voisi olla lainsäädännöllisiä.

Eteläiset aapasuot ja maankohoamisrannikon suot ovat useista eri suotyypeistä koostuvia kokonaisuuksia, jotka voivat olla niin laaja-alaisia, etteivät ne sovellu nykymuotoisen lakisääteisen luontotyyppisuojauskohteiksi. Nykyisin laajojen suokokonaisuuksien luonnonarvoja ei oteta huomioon esimerkiksi turvetuotannon lupaharkinnassa muuten kuin siltä osin, kun kyse on luonnonsuojelulaisesta erikseen turvatuista arvoista. Näitä ovat soiden luontotyyppien osalta nykyisin ainoastaan luonnonsuojelulain 29 §:n mukaiset tervaleppäkorprien rajauskohteet.

Arvokkaiden laaja-alaisten suokokonaisuuksien turvaamiseksi ehdotetaan harkittavaksi lisätä luonnonsuojelulakiin tai muuhun lainsäädäntöön säädös suoyhdistymien ja maankohoamisrannikon soiden heikentämiskiellosta. Toinen lainsäädännön kehittämiskeino olisi muuttaa ympäristönsuojelu-

lakia siten, että ympäristölupien harkinnassa soiden luontotyyppiä olisi otettava huomioon. Muita ehdotettavia, toisiaan täydentäviä keinoja ovat valtakunnallisesti merkittävempien eteläisten aapasoiden ja maankohoamisrannikon soiden turvaaminen tulevassa soidensuojelun täydennysohjelmassa sekä näiden luontotyyppien tehokkaampi turvaaminen METSO-ohjelmassa ja METSO-tyyppisen suojelumekanismin käyttöönotto myös avoilla.

Karummat tunturikoivikot ja karukkokankaat ovat esimerkkejä luontotyypeistä, joiden tilaa olennaisesti parantaisi porolaidunten ekologisen kestävyden turvaaminen. Tähän on jo olemassa ohjaus- ja suunnittelukeinoja kuten poronhoitolaki, jonka nojalla määrätään suurimmat sallitut poromäärät, sekä porotalouden tukijärjestelmä ja paliskuntien porotaloussuunnitelmat. Erityistä huomiota olisi kiinnitettävä sekä talvi- että kesälaidunten kestävään käyttöön, tunturikoivun uudistumiseen ja luontotyyppien kulumista ehkäisevään laidunkiertojärjestelmään.

Karukkokankaiden tilaa on intensiivisen porotalouden lisäksi heikentänyt rehevöityminen, jolle lienee monia syitä kuten metsäpalojen puute, ilman typpilaskeuma ja metsätaloustoimien myötä nopeutunut ravinnekierto. Metsätalous on lisäksi muuttanut karukkokankaiden puustorakennetta ja lahoppuun määrää. Karukkokankaat tarvitsevat erityishuomiota ja nopeita, toisiaan täydentäviä toimenpiteitä. Niille on ehdotettu luonnonhoidollis-

ten kulotusten lisäämistä rehevöitymiskehityksen kääntämiseksi, suojelualueiden karukkokankaiden ennallistamispoltoja ja runsaslahopuustoisten kohteiden tehokkaampaa turvaamista METSO-ohjelmassa. Karukkokankaiden vähät jäljellä olevat luonnontilaiset ja luonnontilaiset kaltaiset esiintymät olisi myös syytä turvata metsälain erityisen tärkeinä elinympäristöinä, etenkin kun METSO-keinot eivät ole käytössä Pohjois-Suomessa.

Kaikkien uhanalaisten luontotyyppien painoarvoa nostavana keinona raportissa ehdotetaan uhanalaisten luontotyyppien kirjaamista luonnonsuojelulakiin ja -asetukseen vastaavalla tavalla kuin uhanalaiset lajit. Tämä menettely todennäköisesti edesauttaisi sitä, että uhanalaisten luontotyyppien esiintymät selvitetään maankäytön suunnittelussa ja hankkeiden vaikutusarvioinnissa ja ne otetaan nykyistä paremmin huomioon hankkeiden lupaharkinnassa ja toteutuksessa.

Uhanalaisiksi luontotyypeiksi luetaan äärimmäisen uhanalaiset, erittäin uhanalaiset ja vaarantuneet luontotyypit. Niiden luettelon kokoomisessa luonnonsuojeluasetukseen tulisi ottaa huomioon tiettyjä luontotyyppisiä koskevat erityispiirteet, kuten luontotyypin määrällisen ja laadullisen kehityksen huomattava ristiriita. Esimerkiksi ihmisen toiminnan vuoksi runsastuneella, mutta laadullisesti uhanalaisella luontotyypillä luetteloon sisältyisivät vain luontotyypin luonnontilaiset tai luonnontilaisen kaltaiset esiintymät.



Kuva: Anne Raunio

KIRJALLISUUS

- Aapala, K. 2001a. Korpien ekologiset ominaispiirteet ja suojelutilanne. Julkaisussa: Aapala, K. (toim.). Soidensuojelualueverkon edustavuuden arviointi. Suomen ympäristö 490: 87–147.
- Aapala, K. 2001b. Soiden uhanalainen lajisto. Julkaisussa: Aapala, K. (toim.). Soidensuojelualueverkon edustavuuden arviointi. Suomen ympäristö 490: 149–181.
- Aario, L. 1932. Pflanzentopographische und paläogeographische Mooruntersuchungen in N-Satakunta. Fennia 55(1): 1–179.
- Aartolahti, T. 1979. Suomen geomorfologia. Helsingin yliopiston maantieteen laitoksen opetusmonisteita 12. 3. painos. 150 s.
- Act on Nature Conservation and Landscape Management (Federal Nature Conservation Act – BNatSchG) of 29 July 2009. Unofficial translation. Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety. 74 s.
- Airaksinen, O. & Karttunen, K. 2001. Natura 2000 -luontotyypipiopas. 2. korjattu painos. Ympäristöopas 46. Suomen ympäristökeskus. Helsinki. 194 s.
- Alapassi, M., Rintala, J., Kinnunen, T., Valpasvuo, V., Britschgi, R., Savola, A., Ryttylä, T., Tiainen, M. & Lavia, M. 2009. Maa-ainesten kestävä käyttö. Opas maa-ainesten ottamisen sääntelyä ja järjestämistä varten. Ympäristöhallinnon ohjeita 1/2009. Luonnonvarat. Ympäristöministeriö. 135 s.
- Anttila, S. & Juutinen, R. 2011. Sammalet. Julkaisussa: Kempainen, E. & Anttila, S. (toim.). Ehdotus lajisuojelun toimintaohjelmaa varten – Lajisuojelun priorisointi ja kehittämissuhteet. Suomen ympäristökeskus. Julkaisematon selvitys. S. 130–134.
- Backman, T.W. & Barilotti, D.C. 1979. Irradiance reduction: Effects on standing crops of the eelgrass *Zostera marina* in a coastal lagoon. Marine Biology 34: 33–40.
- Baden, S., Emanuelsson, L. P., Svensson C.-J. & Åberg, P. 2012. Shift in seagrass food web structure over decades is linked to overfishing. Marine Ecology Progress Series 451: 61–73.
- Boström, C. 2001. Ecology of seagrass meadows in the Baltic Sea. Åbo Akademi. PhD-thesis. 47 s.
- Boström, C., Baden, S. & Krause-Jensen, D. 2003. The seagrasses of Scandinavia and the Baltic Sea. Julkaisussa: Green, E.P., Short, F.T. & Spalding, M.D. (toim.). World Atlas of Seagrasses: Present Status and Future Conservation. California Press, Berkeley. S. 27–37.
- Boström, C., Baden, S., Bockelmann, A.-C., Dromph, K., Fredriksen, S., Gustafsson, C., Krause-Jensen, D., Möller, T., Nielsen, S.L., Olesen, B., Olsen, J., Pihl, L. & Rinde, E. 2013. Distribution, structure and function of Nordic seagrass ecosystems: implications for coastal management and conservation. Käsikirjoitus.
- Boström, C. & Bonsdorff, E. 1997. Community structure and spatial variation of benthic invertebrates associated with *Zostera marina* (L.) beds in the northern Baltic Sea. Journal of Sea Research 37: 153–166.
- Boström, C. & Bonsdorff, E. 2000. Zoobenthic community establishment and habitat complexity – the importance of seagrass shoot density, morphology and physical disturbance for faunal recruitment. Marine Ecology Progress Series 205: 123–138.
- Boström, C., Bonsdorff, E., Kangas, P. & Norkko, A. 2002. Long-term changes in a brackish water *Zostera marina* community indicate effects of eutrophication. Estuarine Coastal Shelf Science 55: 795–804.
- Boström, C., Jackson, E. & Simenstad, C.A. 2006. Seagrass landscapes and their effects on associated fauna: A review. Estuarine, Coastal and Shelf Science 68: 383–403.
- Boström, C., Roos, C. & Rönnerberg, O. 2004. Shoot morphology and production dynamics of two eelgrass (*Zostera marina* L.) populations at the lower salinity limit: a field study from the northern Baltic Sea (61° N). Aquatic Botany 79: 145–161.
- Brandt, A. 1948. Über die Entwicklung der Moore im Küstengebiet von Süd-Pohjanmaa am Bottnischen Meerbusen. Annales Botanici Societatis Zoologicae Botanicae Feanniae Vanamo 23(4): 1–134.
- Brady, K.U., Kruckeberg, A.R. & Bradshaw, H.D. Jr. 2005. Evolutionary ecology of plant adaptation to serpentine soils. Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics 36: 243–266.
- Brooks, R. R. 1987. Serpentine and its vegetation: a multidisciplinary approach. Croom Helm, London. 454 s.
- COP 10 Decision X/2. Strategic Plan for Biodiversity 2011–2020. <http://www.cbd.int/decision/cop/?id=12268>. [Viitattu 3.1.2012.]
- Downie, A., von Numers, M. & Boström, C. 2013. Influence of model selection on the predicted distribution of the seagrass *Zostera marina*. Estuarine, Coastal and Shelf Science. Painossa.
- Eeronheimo, H. 2003. Kittilän Matala Aittalompolon serpentiinalueiden inventointi ja rajausehdotukset. Metsähallitus, Perä-Pohjolan luontopalvelut, Sodankylä. Julkaisematon raportti. 21 s.
- Ehlers, A., Worm, B. & Reusch, T.B.H. 2008. Importance of genetic diversity in eelgrass *Zostera marina* for its resilience to global warming. Marine Ecology Progress Series 355: 1–7.
- Ekkroos, A. & Warsta, M. 2012. Luontoarvojen huomioiminen ympäristölupamenettelyssä. Enlavin Consulting Oy. 150 s.
- Ellis, L.M., Molles, M.C. & Crawford C.S. 1999. Influence of experimental flooding on litter dynamics on a Rio Grande riparian forest, New Mexico. Restoration Ecology 7: 193–204.
- Eriksson, B.K., Sandström, A., Isäus, M., Schreiber H. & Karås, P. 2004. Effects of boating activities on aquatic vegetation in the Stockholm archipelago, Baltic Sea. Estuarine, Coastal and Shelf Science 61: 339–349.
- Eskelinen, A. & Oksanen, J. 2006. Changes in the abundance, composition and species richness of mountain vegetation in relation to summer grazing by reindeer. Journal of Vegetation Science 17: 245–254.
- Etelä-Suomen ja Pohjanmaan metsien suojelun tarve -työryhmä 2000. Metsien suojelun tarve Etelä-Suomessa ja Pohjanmaalla. Suomen ympäristö 437. Ympäristöministeriö, Helsinki. 284 s.
- Etelä-Suomen metsien monimuotoisuuden toimintaohjelma 2008–2016 METSO:n tilannekatsaus 2011. 36 s. http://www.metsopolku.fi/metso/www/fi/materiaalit/esitteet/METSO-tilannekatsausraportti_2011.pdf. [Viitattu 2.11.2012.]
- Euroola, S., Huttunen, A. & Kukko-oja, K. 1995. Suokasvillisuusopas. Oulanka Reports 14: 1–85.
- Euroopan Komissio 2011. Luonnonpääoma elämämme turvaajana: luonnon monimuotoisuutta koskeva EU:n strategia vuoteen 2020. Komission tiedonanto Euroopan Parlamentille, Neuvostolle, Euroopan Talous- ja sosiaalilokomitealle sekä Alueiden komitealle. Bryssel 3.5.2011. KOM(2011) 244 lopullinen. 18 s. http://ec.europa.eu/environment/nature/biodiversity/comm2006/pdf/2020/comm_2011_244/1_FL_ACT_part1_v2.pdf. [Viitattu 3.1.2012.]
- Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2000/60/EY, annettu 23 päivänä lokakuuta 2000, yhteisön vesipolitiikan puitteista (EYVL L 327, 22.12.2000).
- Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2007/60/EY, annettu 23 lokakuuta 2007, tulvariskien arvioinnista ja hallinnasta (EYVL L 288, 6.11.2007).

- Fedrowitz, K., Kuusinen, M. & Snäll, T. 2012. Metapopulation dynamics and future persistence of epiphytic cyanolichens in a European boreal forest ecosystem. *Journal of Applied Ecology* 49: 493–502.
- Florin, A.-B., Sundblad, G. & Bergström, U. 2009. Characterisation of juvenile flatfish habitats in the Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 82: 294–300.
- Fredrikson, J. 2008. Skyddet av skogslagens särskilt viktiga livsmiljöer. *Miljön i Finland 19/2008*. Finlands miljöcentral. Helsingfors. 75 s.
- From, S. (toim.) 2005. Paahdeympäristöjen ekologia ja uhanalaiset lajit. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö 774. 86 s.
- Förordning (1998:1252) om områdesskydd enligt miljöbalken m.m.
- Granlund, A.-L. 1999. Bandtång i samarbetsområdet för Skärgårdshavets nationalpark. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 104. 73 s.
- Gustafsson, C. & Boström, C. 2009. Effects of plant species richness and composition on epifaunal colonization in brackish water angiosperm communities. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 382: 8–17.
- Haapasaari, M. 1988. The oligotrophic heath vegetation of northern Fennoscandia and its zonation. *Acta Botanica Fennica* 135: 1–219 + liitteet.
- Haapasaari, M. & Fagerstén, R. 1987. Tohmajärven meta-diabaasialueen kallioiden lehtisammalkasvasto. Kuopion luonnontieteellinen museo. Kulumus 10. 99 s.
- Hallituksen esitys eduskunnalle luonnonsuojelulainsäädännön uudistamiseksi 1996. HE 79/1996.
- Hallituksen esitys eduskunnalle metsälaiksi sekä laeiksi kestävän metsätalouden rahoituksesta ja rikoslain 48 luvun 1 §:n 3 momentin muuttamisesta 1996. HE 63/1996 vp.
- Hallituksen esitys eduskunnalle vesilainsäädännön uudistamiseksi 2009. HE 277/2009vp.
- Hallman, E. (toim.) 2012. Selvitys korpien, lettojen ja puustoisten luhtien suojelun tilasta ja toimenpide-ehdotukset tilan parantamiseksi. 12.5.2012. Metsähallitus. 16 s. + liite.
- Hanhela, P. 1994. Oulangan kansallispuiston tulvametsät ja -pensaikot. Oulangan biologisen aseman julkaisuja 1. Oulun yliopisto, Oulu. 28 s + liitteet.
- Hannellius, S. 2010. METSON ympäristötuki houkuttelee suojeluun. Julkaisussa: Koskela, T., Hänninen, R. & Ovaskainen, V. (toim.). Metsien monimuotoisuuden turvaamisen keinot ja yhteiskunnalliset vaikutukset (TUK) -tutkimusohjelman loppuraportti. Metlan työraportteja 158. <http://www.metla.fi/julkaisut/workingpapers/2010/mwp158.htm>. [Viitattu 2.11.2012.]
- Hanski, I. 2005. The shrinking world: Ecological consequences of habitat loss. Julkaisussa: Kinne, O. (toim.). *Excellence in Ecology*. Book 14. International Ecology Institute, Oldendorf/Luhe. S. 1–307.
- Hanski, I. 2007. Kutistuva maailma. Elinympäristöjen häviämisen populaatioekologiset seuraukset. *Gaudeamus Kirja / Oy Yliopisto kustannus University Press Finland, Helsinki*. 295 s.
- Hanski, I. 2008. Insect conservation in boreal forests. *Journal of Insect Conservation* 12: 451–454.
- Heck, K.L. Jr., Hays, G. & Orth, R.J. 2003. Critical Evaluation of the nursery role hypothesis for seagrass meadows. *Marine Ecology Progress Series* 253: 123–136.
- Heikkilä, R. 1993. Uhanalaiset suotyypit. Julkaisussa: Metsätalouden ympäristöopas. Metsähallitus. S. 111–112.
- Heinonen, P., Karjalainen, H., Kaukonen, M. & Kuokkanen, P. (toim.) 2004. Metsätalouden ympäristöopas. *Edita Prima Oy*. 159 s.
- HELCOM 2013. HELCOM Red List Macrophytes Assessment. Käsikirjoitus. Helsingin sanomat 28.9.1977. Harju valuu mereen Helsingissä.
- Holm, K. ym. 2012. Muutokset liettymisessä. Julkaisussa: Leppänen, J.-M., Rantajärvi, E., Bruun, J.-E. & Salojärvi, J. (toim.). *Meriympäristön nykytilan arvio*. D. Ihmistoiminnan aiheuttamat paineet – osa 1. Ympäristöministeriö. S. 255–256. <http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=422610&lan=FI>. [Viitattu 2.11.2012.]
- Hotanen, J.-P., Nousiainen, H., Mäkipää, R., Reinikainen, A. & Tontteri, T. 2008. Metsätyypit – opas kasvupaikkojen luokitteluun. *Metsäkustannus*. 192 s.
- Huikari, O. 1956. Primäärisen soistumisen osuudesta Suomen soiden synnyssä. *Communications Instituti Forestalis Fennia* 46(6): 1–79.
- Hujala, T., Kurttila, M., Korhonen, K., Hänninen, H. & Pykäläinen, J. 2010. Metsänomistajien päätöksentekotilanteet: kohti uudistuvia metsäsuunnittelupalveluja ja suojelupäätösten tukea. *Metlan työraportteja* 177. 40 s.
- Hyvärinen, E. 2011a. Harjujen paahdeympäristöjen lajisto. Julkaisussa: Similä, M. & Junninen, K. (toim.). *Metsien ennallistamisen ja luonnonhoidon opas*. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja, sarja B 157: 145–146.
- Hyvärinen, E. 2011b. Korvaavat elinympäristöt paahdelajien reservaatteina ja leviämislähteinä. Julkaisussa: Similä, M. & Junninen, K. (toim.). *Metsien ennallistamisen ja luonnonhoidon opas*. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja, sarja B 157: 147–148.
- Hämet-Ahti, L. 1963. Zonation of the mountain birch forests in northernmost Fennoscandia. *Ann. Bot. Soc. Zool. Bot. Fenn.* 'Vanamo' 34(4): 1–127.
- Hökkä, H., Kaunisto, S., Korhonen, K.T., Päivänen, J., Reinikainen, A. & Tomppo, E. 2002. Suomen suomensäät 1951–1994. Metsätutkimuslaitos & Suomen Metsätieteellinen seura. *Metsätieteen aikakauskirja* 2B/2002: 201–357.
- Ilmonen, J. 2002. Kokemäenjoen keskiosan ja Loimijoen alaosan tulvasuojeluhankkeen vaikutukset Natura 2000 -alueisiin. *Moniste*. Suomen ympäristökeskus, Helsinki.
- Ilmonen, J., Juutinen, R., Haapaniemi, U. & Salmela, J. 2010. Lähteikköjen ennallistamistarpeen arviointi kasvillisuus- ja hyönteiselvitysten perusteella. Julkaisussa: Juutinen, R. (toim.). *Lähteikköjen ennallistamistarve – hyönteislajiston tarkastelu ja koko hankkeen yhteenveto*. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 193: 25–133.
- Ilmonen, J., Leka, J., Kokko, A., Lammi, A., Lampolahti, J., Muotka, T., Rintanen, T., Sojakka, P., Teppo, A., Toivonen, H., Urho, L., Vuori, K.-M. & Vuoristo, H. 2008. Sisävedet ja rannat. Julkaisussa: Raunio, A., Schulman, A. & Kontula, T. (toim.). *Suomen luontotyyppien uhanalaisuus – Osa 1: Tulokset ja arvioinnin perusteet*. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö 8/2008. S. 55–74.
- Ilmonen, J., Mykrä, H., Virtanen, R., Paasivirta, L. & Muotka, T. 2012. Responses of spring macroinvertebrate and bryophyte communities to habitat modification: community composition, species richness, and red-listed species. *Freshwater Science* 31(2): 657–667.
- International Council for the Exploration of the Sea (ICES) 2009. Effects of extraction of marine sediments on the marine environment 1998–2004. *ICES Cooperative Research Report* 297.
- Ilvessalo, Y. 1956. Suomen metsät vuosista 1921–24 vuosiin 1951–53. Kolmeen valtakunnan metsien inventointiin perustuva tutkimus. *Comm. Inst. For. Fenn.* 47(1): 1–222.
- Ilvessalo, Y. 1957. Suomen suot. Valtakunnan metsien inventointiin perustuva kuvaus. *Suo* 8(5): 51–61.
- Jalas, J. 1961. Besondere Züge der Vegetation und Flora auf der Osen. *Arch. Soc. Sool. Bot. Fenn. Vanamo* 16 Suppl.: 25–33.
- Jantunen, A. 2009. Espoon virtavesiselvitys 2008. Osa 1: Espoon virtavesi-inventointi. Espoon kaupungin ympäristökeskuksen monistesarja 1a/2009. Espoo. 61 s. + 10 liitettä.
- Jeffrey, D.W. 1987. Soil-plant relationships: An ecological approach. *Croom Helm, London*. 295 s.

- Juutinen, A., Mäntymaa, E., Mönkkönen, M. & Svento, R. 2008. Voluntary agreements in protecting privately owned forests in Finland – To buy or to lease? *Forest Policy and Economics* 10: 230–239.
- Juutinen, R., Haapaniemi, U. & Kotiaho, J.S. 2010. Lähteikköjen ennallistamistarve – kasviyhteisöjen ja ympäristön rakenteen tarkastelu. *Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja*. Sarja A 192. 34 s. + 5 liitettä.
- Juutinen, R. & Ilmonen, J. 2012. Lähteikköjen ennallistaminen. Julkaisussa: Aapala, K., Similä, M., Penttinen, J. & Lindholm, T. (toim.). Ojitettujen soiden ennallistamisopas – ekologia ja käytäntö. *Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja* B. Painossa.
- Juutinen, R. & Kotiaho, J.S. 2009. Lähteikköjen luonnontilan ja sammallajiston pitkäaikaismuutokset. *Suomen ympäristö* 19/2009. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 118 s.
- Juutinen, R. & Kotiaho, J.S. 2011. Finnish Forest Act as a conservation tool in protecting boreal springs and associated bryophyte flora. *Boreal Environment Research* 16: 136–148.
- Jäkäläniemi, A. 2011. Narrow climate and habitat envelope affect the survival of relict populations of a northern *Arnica angustifolia*. *Environmental and Experimental Botany* 72(2011): 415–421.
- Kaakinen, E. 1979. Rikkaat lettomme. *Suomen Luonto* 3: 127–129.
- Kaakinen, E., Kokko, A., Aapala, K., Kalpio, S., Eurola, S., Haapalehto, T., Heikkilä, R., Hotanen, J.-P., Kondelin, H., Nousiainen, H., Ruuhijärvi, R., Salminen, P., Tuominen, S., Vasander, H. & Virtanen, K. 2008a. Suot. Julkaisussa: Raunio, A., Schulman, A. & Kontula, T. (toim.). Suomen luontotyyppien uhanalaisuus. Osa 1: Tulokset ja arvioinnin perusteet. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö 8/2008. S. 75–109.
- Kaakinen, E., Kokko, A., Aapala, K., Kalpio, S., Eurola, S., Haapalehto, T., Heikkilä, R., Hotanen, J.-P., Kondelin, H., Nousiainen, H., Ruuhijärvi, R., Salminen, P., Tuominen, S., Vasander, H. & Virtanen, K. 2008b. Suot. Julkaisussa: Raunio, A., Schulman, A. & Kontula, T. (toim.). Suomen luontotyyppien uhanalaisuus. Osa 2: Luontotyyppien kuvaukset. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö 8/2008. S. 143–256.
- Kajava, S., Silver, T., Saarinen, M. & Heikkilä, H. 2002. Purot ja norot metsälain kohteina Lounais-Suomessa. *Metsätieteen aikakauskirja* 2/2002. S. 179–189.
- Kallio, M. & Aapala, K. 2001. Suoluonnon alueellisen rakenteen muutos ja suojelualueverkon merkitys. Julkaisussa: Aapala, K. (toim.). Soidensuojelualueverkon arviointi. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö 490. S. 15–44.
- Kekäläinen, H., Keynäs, K., Koskela, K., von Numers, M., Rinkineva-Kantola, L., Ryttylä, T. & Syrjänen, K. 2008. Itämeren rantaluontotyypit. Julkaisussa: Raunio, A., Schulman, A. & Kontula, T. (toim.). Suomen luontotyyppien uhanalaisuus. – Osa 2: Luontotyyppien kuvaukset. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö 8/2008. S. 35–88.
- Kempainen, E. & Anttila, S. (toim.) 2011. Ehdotus lajisuojelun toimintaohjelmaa varten – Lajisuojelun priorisointi ja kehittämis ehdotukset. Suomen ympäristökeskus. Julkaise-maton selvitys. 179 s.
- Kempainen, E., Jääskeläinen, K. & Pykälä, J. 2011. Jäkälät. Julkaisussa: Kempainen, E. & Anttila, S. (toim.). Ehdotus lajisuojelun toimintaohjelmaa varten – Lajisuojelun priorisointi ja kehittämis ehdotukset. Suomen ympäristökeskus. Julkaise-maton selvitys. S. 138–141.
- Kellomäki, E., Kanerva, P. & Toivonen, H. 2000. Metsälehmus pohjoisrajallaanVirroilla. Suomen ympäristö 386. Hämeen ympäristökeskus, Hämeenlinna. 102 s.
- Kestävän metsätalouden rahoituslaki 11.5.2007/544.
- Kittamaa, S., Ryttylä, T., Ajosenpää, T., Aapala, K., Hallman, E., Lehesvirta, T. & Tukka, H. (toim.) 2009. Harjumetsien paahdeympäristöt — nykytila ja hoito. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö 25/2009. 88 s.
- Koistinen, A. 2011. Ympäristötuki ja metsäluonnonhoito. *Metsä vastaa > Metsän omistaminen > Valtion tuet yksityismetsätaloudelle > Ympäristötuki ja metsäluonnonhoito* http://www.metsavastaa.net/ymparistotuki_jametsaluonnonhoito. [Viitattu 19.7.2012.]
- Koistinen, A. 2012. Valtion tuet yksityismetsätaloudelle. *Metsä vastaa > Metsän omistaminen > Valtion tuet yksityismetsätaloudelle*. http://www.metsavastaa.net/valt-ion_tuetyksityismetsataloudelle. [Viitattu 19.7.2012.]
- Koistinen, M. 2003. *Nitella hyalina*. Julkaisussa: Schubert, H. & Blindow, I. (toim.). Charophytes of the Baltic Sea. The Baltic Marine Biologists Publication No. 19. A.R.G. Gantner Verlag Kommanditgesellschaft, Ruggell. S. 186–192.
- Koistinen, M. & Munsterhjelm, R. 2001. Charophytes of the Finnish coastal waters. Julkaisussa: Yousef, M. A. M., Schubert, H. & von Nordheim, H. (toim.). Charophytes in the Baltic Sea – Threats and Conservation. *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz*, Heft 72.
- Koivulehto, M. 2011. Selvitys luontotyyppien suojelusta Ruotsin lainsäädännössä. Käsikirjoitus. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 73 s.
- Koivulehto, M. 2012. Luonnonsuojelulain 29 §:n luontotyyppien rajaamista koskevat oikeustapaukset (1999–2011) -selvitys. Käsikirjoitus. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 38 s.
- Komiteanmietintö 1988:16. Lehtojensuojelutyöryhmän mietintö. Ympäristöministeriö 1988. 278 s.
- Kontula, T., Teeriaho, J., Alapassi, M., Halonen, P., Husa, J., Jäkäläniemi, A., Parnela, A., Pykälä, J., Sipilä, P., Syrjänen, K. 2008a. Kalliot ja kivikot. Julkaisussa: Raunio, A., Schulman, A. & Kontula, T. (toim.). Suomen luontotyyppien uhanalaisuus – Osa 2: Luontotyyppien kuvaukset. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö 8/2008. S. 337–395.
- Kontula, T., Teeriaho, J., Husa, J., Pykälä, J., Sipilä, P., Alapassi, M. 2008b. Kalliot ja kivikot. Julkaisussa: Raunio, A., Schulman, A. & Kontula, T. (toim.). Suomen luontotyyppien uhanalaisuus – Osa 1: Tulokset ja arvioinnin perusteet. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö 8/2008. S. 135–147.
- Koponen, T., Karttunen, K. & Piippo, S. 1995. Suomen vesisammalkasvio. *Bryobrothera* 3: 1–86.
- Korhonen, J. 2007. Suomen vesistöjen virtaaman ja vedenkorkeuden vaihtelut. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö 45/2007. 120 s.
- Koskela, K. (toim.) 2009. Ennallistaminen, luonnonhoito ja seuranta Vattajan Dyyni Life-hankkessa 2005–2009. *Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja*. Sarja A 180. 218 s.
- Koskela, T. 2011. Vapaaehtoinen metsäluonnon monimuotoisuuden turvaaminen – metsänomistajien näkemyksiä METSO-ohjelmasta. Metlan työraportteja 216. 27 s. <http://www.metla.fi/julkaisut/workingpapers/2011/mwp216.htm>. [Viitattu 2.11.2012.]
- Koskela, T., Syrjänen, K., Loiskekoski, M. & Paloniemi, R. (toim.) 2010. METSO-ohjelman väliarvio 2010. Toimintaohjelman käynnistyminen 2008–2009. Etelä-Suomen metsien monimuotoisuuden toimintaohjelma 2008–2016. Helsinki. 68 s. http://www.metsonpolku.fi/metso/www/fi/materiaalit/esitteet/METSO-ohjelman_valiarvio_2010.pdf. [Viitattu 2.11.2012.]
- Kotiaho, J.S. & Selonen, V.A. 2006. Metsälain erityisen tärkeiden elinympäristöjen kartoituksen laadun ja luotettavuuden analyysi. Suomen ympäristö 29: 1–65.
- Kotilainen, M. J. 1960. Fennoskandian kalliot kasvimaantieteellisen tutkimuksen kohteina. *Terra* 72: 59–76.

- Kouki, J. 2011. Metsäpalot luonnonmetsissä. Julkaisussa: Similä, M. & Junninen, K. (toim.). Metsien ennallistaminen ja luonnonhoidon opas. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja, sarja B 157: 25.
- Krause-Jensen, D., Sagert, S., Schubert, H. & Boström, C. 2008. Empirical relationships linking distribution and abundance of marine vegetation to eutrophication. *Ecological Indicators* 8: 515–529.
- Kukko-oja, K., Kärenlampi, R., Rehell, S., Repo, J. & Siira, O.-P. 2003. Maankohoamisrannikon luontoa Siikajoen Täuosta Hummastinjärville. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 892: 1–32.
- Kumela, H. & Koskela, T. 2006. Metsänomistajien näkemyksiä luonnonarvokaupan ja sen sopimusehtojen hyväksyttävyydestä. *Metsätieteen aikakauskirja* 2: 257–270.
- Kumpula, J., Tanskanen, A., Colpaert, A., Anttonen, M., Törmänen, H., Siitari, J. & Siitari, S. 2009. Poronhoitoalueen pohjoisosan talvilaitumet vuosina 2005–2008. Laidunten tilan muutokset 1990-luvun puolivälin jälkeen. Riista- ja kalatalous, Tutkimuksia 3/2009: 1–48.
- Kurto, A. 2012. Harjukeltaliekko – cypresslummer. Julkaisussa: Rytteri, T., Kalliovirta, M. & Lampinen, R. (toim.). Suomen uhanalaiset kasvit. Tammi. Helsinki. S. 147–149.
- Kuusela, K. 1972. Suomen metsävarat ja metsien omistus 1964–70 sekä niiden kehittyminen 1920–70. *Comm. Inst. For. Fenn.* 76(5): 1–126.
- Kuusela, K. 1978. Suomen metsävarat ja metsien omistus 1971–1976. *Comm. Inst. For. Fenn.* 93(6): 1–107.
- Kuusela, K. & Salminen, S. 1991. Suomen metsävarat 1977–1984 ja niiden kehittyminen 1952–1980. *Acta Forestalia Fennica* 220: 1–84.
- Kuusinen, M., Joensuu, S., Makkonen, T., Matila, A., Saaristo, L. & Vanhatalo, K. 2010. Talousmetsien luonnonhoidon laadunarviointi. Arviointiohje 2010. Metsätalouden kehittämisskeskus Tapio. 30.4.2010. 58 s.
- Laine, J. & Vasander, H. 2005. Suotyypit ja niiden tunnistaminen. Metsäkustannus Oy. Karisto Oy, Hämeenlinna. 110 s.
- Laita, A., Horne, P., Kniivilä, M., Komonen, A., Kotiaho, J., Lahtinen, M., Mönkkönen, M. & Rämö, A. K. 2012. METSO-ohjelman väliarvio 2012. Pellervon taloudellinen tutkimuslaitos ja Jyväskylän yliopisto. 63 s. http://www.metsonpolku.fi/fi/liitetiedostot/METSO-ohjelman_valiarvio_2012.pdf.
- Laki metsän hyönteis- ja sienituhojen torjunnasta 8.2.1991/263.
- Laki porotalouden ja luontaiselinkeinojen rakennetuista 26.8.2011/986.
- Laki vesien- ja merenhoidon järjestämisestä 30.12.2004/1299.
- Lapin ELY-keskus 2012. Säännöstelyn vaikutukset Inarijärvellä. www.ymparisto.fi > Lappi > Vesivarojen käyttö > Vesistöjen säännöstely > Inarijärven säännöstely – hoidon ja käytön kehittäminen > Säännöstelyn vaikutukset Inarijärvellä. [Viitattu 19.12.2012.]
- Leka, J., Ilmonen, J., Kokko, A., Lammi, A., Lampolahti, J., Muotka, T., Rintanen, T., Sojakka, P., Teppo, A., Toivonen, H., Urho, L., Vuori, K.-M. & Vuoristo, H. 2008. Sisävedet ja rannat. Julkaisussa: Raunio, A., Schulman, A. & Kontula, T. (toim.). Suomen luontotyyppien uhanalaisuus – Osa 2: Luontotyyppien kuvaukset. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö 8/2008. S. 89–142.
- Loiskekoski, M. 2011. KEMERA – näkymät hallituskaudella. Seminaariesitelmä 9.11.2011. https://syke.etapahtuma.fi/eTaika_Tiedostot/2/TapahtumanTiedostot/408/KEMERA-n%E4kym%E4t.pdf. [Viitattu 2.11.2012.]
- Lounamaa, J. 1956. Trace elements in plants growing wild on different rocks in Finland. *Annales Botanici Societatis Zoologicae Botanicae Fennicae Vanamo* 29(4): 1–196.
- Lukana, J. 2000. Lehmus- ja pähkinälehtojen monimuotoisuus, kasvillisuus ja kasvisto luonnonsuojelulain luontotyypeillä Kanta- ja Päijät-Hämeessä. Pro gradu -tutkielma. Helsingin yliopisto, ekologian ja systematiikan laitos. 74 s. + liitteet.
- Luonnon puolesta – ihmisen hyväksi. Suomen luonnon monimuotoisuuden suojelun ja kestävän käytön toimintaohjelma 2013–2020. http://www.ym.fi/fi-FI/Luonnon_monimuotoisuus/Strategia_ja_toimintaohjelma. [Viitattu 5.4.2013.]
- Luonnonsuojeluasetus 14.2.1997/160.
- Luonnonsuojelulaki 20.12.1996/1096.
- Luther, H. & Munsterhjelm, R. 1983. Inverkan av strandbetets upphörande på hydrolitoralens flora i Pojoviken. *Memoranda Soc. Fauna Fl. Fenn.* 59: 9–19.
- Maa-aineslaki 24.7.1981/555.
- Maa- ja metsätalousministeriö 2011. Kansallinen metsäohjelma 2015. Metsäalasta biotalouden vastuullinen edelläkävijä. Valtioneuvoston periaatepäätös 16.12.2010. 50 s.
- Maankäyttö- ja rakennuslaki 5.2.1999/132.
- Mattila, E. & Mikkola, K. 2009. Poronhoitoalueen etelä- ja keskiosien talvilaitumet. Tila paliskunnissa 2000-luvun alkuvuosina ja eräiden ravintokasvien esiintymisruusauden muutokset merkkipiireissä 1970-luvulta lähtien. *Metlan työraportteja* 115. 57 s.
- Marttunen, M., Hellsten, S., Kerätär, K., Tarvainen, A., Visuri, M., Ahola, M., Huttunen, M., Suomalainen, M., Ulvi, T., Vehviläinen, B., Vääntänen, A., Päiväniemi, J. & Kurkela, R. 2004. Kemijärven säännöstelyn kehittäminen – yhteenveto ja suositukset. Lapin ympäristökeskus ja Suomen ympäristökeskus. Suomen ympäristö 718. 236 s.
- Meriluoto, M., Saaristo, L. & Soininen, T. 2004. Arvokkaiden elinympäristöjen turvaaminen. Metsätalouden kehittämisskeskus Tapio, Helsinki. 66 s.
- Meriluoto, M. & Soininen, T. 1998. Metsäluonnon arvokkaat elinympäristöt. Metsälehti Kustannus, Helsinki. 192 s.
- METSO on hyvä tulonlähde. Tietoa METSO-ohjelmasta maanomistajille. http://www.metsonpolku.fi/fi/metsanomistajille/Metso_on_hyva_tulonlahde.php. [Viitattu 12.12.2012.]
- METSO:n valintaperustetyöryhmä 2008. METSO-ohjelman luonnontieteelliset valintaperusteet. Suomen ympäristö 26/2008. 59 s. + liitteet.
- METSO-tilannekatsausraportti 2010. Etelä-Suomen metsien monimuotoisuuden toimintaohjelma 2008–2016. METSO:n tilannekatsaus 2010. 11.4.2011. 25 s.
- METSO-tilannekatsausraportti 2011. Etelä-Suomen metsien monimuotoisuuden toimintaohjelma 2008–2016. METSO:n tilannekatsaus 2011. 17.7.2012. 36 s.
- Metsähallitus 2004. Metsätalouden ympäristöopas. 159 s.
- Metsähallitus 2006. Luontopalvelujen luontotyyppi-inventoinnin mastotyöohje. 142 s.
- Metsälaki 12.12.1996/1093. <http://www.finlex.fi/fi/laki/ajantasa/1996/19961093>.
- Metsäntutkimuslaitos 1998. Valtakunnan metsien 9. inventointi (VMI9). Maastotyön ohjeet 1998. Etelä-Suomi. 150 s.
- Metsäntutkimuslaitos 2002. Valtakunnan metsien 9. inventointi (VMI9). Maastotyön ohjeet 2002. Kuusamo ja Lappi.
- Metsäntutkimuslaitos 2005. Metsäntutkimuslaitoksen Luontotyyppien uhanalaisuuden arviointihankkeelle laskemat VMI9-tulokset.
- Metsäntutkimuslaitos 2009a. Metsäntutkimuslaitoksen (Antti Ihalainen) Suo- ja turvemaiden strategiahankkeelle laskemat VMI10-tulokset.
- Metsäntutkimuslaitos 2009b. Valtakunnan metsien 11. inventointi (VMI11). Maastotyön ohjeet 2009. Koko Suomi. 2. painos. 182 s.
- Metsäntutkimuslaitos 2011. Metsätalostollinen vuosikirja 2011. 472 s.

- Metsäntutkimuslaitos 2012. Raskasmetalli- ja typpilaskeuma Suomessa -kartoitus sammalten pitoisuuksien perusteella 1985–2010. MetINFO – Metsien terveys. <http://www.metla.fi/metinfo/metsienterveys/raskasmetalli/tulokset.htm>. [Viitattu 16.10.2012.]
- Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio ja Suomen metsäkeskus 2012. Talousmetsien luonnonhoidon laadunarviointi. Arviointiohje 2012. 3.5.2012. 49 s. + liitteet.
- Mikkola, E. 1938. Ultraemäksisten kivilajien vaikutus kasvillisuuteen Lapissa. Luonnon Ystävä 42(1): 21–27.
- Miljöbalk (1998:808).
- Munsterhjelm, R. 1997. The aquatic macrophyte vegetation of the flads and gloes, S coast of Finland. Acta Bot. Fennica 157: 1–68.
- Munsterhjelm, R. 2001. Matalat pohjat, lahdet ja kuroutumisvaiheet. Julkaisussa: von Numers, M. (toim.). Saaristoympäristöt – nykytila, ongelmat ja mahdollisuudet. Euroopan unioni, EAKR, Nordiska ministerrådets skärgårdssamarbete. Turku. S. 41–56.
- Munsterhjelm, R. 2005. Natural succession and human-induced changes in the soft-bottom macrovegetation of shallow brackish bays on the southern coast of Finland. Walter and André de Nottbeck Foundation Scientific Reports 26. Helsinki. 53 s.
- Mäkinen, A. 1978. Tervalepän kasvupaikoista ja ekologiasta Suomessa. Dendrologian Seuran tiedotuksia 9(1): 6–17.
- Mäkinen, A. 2012. Vegetation of Black alder (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.) communities in Finland. Käsikirjoitus.
- Mäkinen, A., Tallberg, P., Anttila, S., Boström, C., Boström, M., Bäck, S., Ekobom, J., Flinkman, J., Henricson, C., Koistinen, M., Korpinen, P., Kotilainen, A., Laine, A., Lax, H.-G., Leskinen, E., Munsterhjelm, R., Norkko, A., Nyman, M., O'Brien, K., Oulasvirta, P., Ruuskanen, A., Vahteri, P., Westerborn, M. 2008. Itämeren luontotyyppit. Julkaisussa: Raunio, A., Schulman, A. & Kontula, T. (toim.). Suomen luontotyyppien uhanalaisuus. – Osa 2: Luontotyyppien kuvaukset. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö 8/2008. S. 19–31.
- Mäkinen, K., Teeriaho, J., Rönty, H., Rauhaniemi, T. & Sahala, L. 2011. Valtakunnallisesti arvokkaat tuuli- ja rantakerrostumat. Suomen ympäristö 32/2011. Ympäristöministeriö. 185 s.
- Natura 2000 -luontotyyppien inventointiohje 2012. Käsikirjoitus, versio 3.0. SYKE ja Metsähallitus, 6.3.2012. 42 s.
- Naturvårdsverket 2012. Biotopskyddsområden. Tillämpning, bildande och förvaltning. Remissversion. Förslag till handbok. Naturvårdsverket. 304 s. <http://www.naturvårdsverket.se/upload/20-om-naturvårdsverket/remisser/2012/handbok-om-biotopskyddsomraden/forslag-til-handbok-om-biotopskyddsomraden-20120326.pdf>. [Viitattu 31.8.2012.]
- Naturvårdsverket & Skogsstyrelsen 2005. Nationell strategi för formellt skydd av skog. 125 s. <http://www.naturvårdsverket.se/Documents/publikationer/620-1243-6.pdf>. [Viitattu 2.11.2012.]
- Nelson, C.R. & Halpern, C.B. 2005. Short-term effects of timber harvest and forest edges on groundlayer mosses and liverworts. Canadian Journal of Botany 83: 610–620.
- Neuvoston direktiivi 92/43/ETY, annettu 21 päivänä toukokuuta 1992, luontotyyppien sekä luonnonvaraisen eläimistön ja kasviston suojelusta (EYVL L 206, 22.7.1992).
- Nieminen, M. 2010a. Poron talvilaidunten käyttö ja kunto Pohjois-Suomen luonnonsuojelu- ja erämaa-alueilla. Riista- ja kalatalous, Tutkimuksia 3: 1–38.
- Nieminen, M. 2010b. Porojen ravinnon muutokset ja ruokinta. Poropäivät 2010, Kaamanen 22.–23.4.2010. Kooste Poropäivien esitelmätiivistelmistä ja tauluesityksistä, s. 6–7.
- Nilsson, C. 1992. Conservation management of Riparian Communities. Julkaisussa: Hansson, L. (toim.). Ecological principles of nature conservation. Elsevier Applied Science, London and New York. S. 352–372.
- Nilsson, C., Grelsson, G., Johansson, M. & Sperens, U. 1989. Patterns of plant species richness along riverbanks. Ecology 70: 77–84.
- Norokorpi, Y. & Kärkkäinen, S. 1985. Maaston korkeuden vaikutus puusto- ja kasvupaikkatunnuksiin sekä tykkytuhoihin Kuusamossa. Folia Forestalia 632: 1–26.
- Norokorpi, Y., Mäkelä, K., Tynys, S., Heikkinen, R., Kumpula, J., Sihvo, J., Eeronheimo, H., Eurola, S., Johansson, P., Neuvonen, S. & Virtanen, R. 2008a. Tunturit. Julkaisussa: Raunio, A., Schulman, A. & Kontula, T. (toim.). Suomen luontotyyppien uhanalaisuus – Osa 1: Tulokset ja arvioinnin perusteet. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö 8/2008. S. 175–214.
- Norokorpi, Y., Eeronheimo, H., Eurola, S., Heikkinen, R., Johansson, P., Kumpula, J., Mäkelä, K., Neuvonen, S., Sihvo, J., Tynys, S. & Virtanen, R. 2008b. Tunturit. Julkaisussa: Raunio, A., Schulman, A. & Kontula, T. (toim.). Suomen luontotyyppien uhanalaisuus. – Osa 2: Luontotyyppien kuvaukset. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö 8/2008. S. 467–541.
- Nurminen, S. 1999. Fladat ja kluuvijärvet Saaristomerellä. Lounais-Suomen ympäristökeskus, Turku. Suomen ympäristö 339. 108 s.
- Numminen, S. 2012. Ruoppaukset ja läjitykset. Julkaisussa: Leppänen, J.-M., Rantajarvi, E., Bruun, J.-E. & Salojärvi, J. (toim.). Meriympäristön nykytilan arvio D. Ihmistoiminnan aiheuttamat paineet – osa 1. Ympäristöministeriö. S. 254. <http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=422610&lan=FI>. [Viitattu 2.11.2012.]
- Ohtonen, A., Lyytikäinen, A., Vuori, K.M., Wahlgren, A. & Lahtinen, J. 2005. Pienvesien suojeleminen metsätaloudessa. Pohjois-Karjalan ympäristökeskus, Joensuu. Suomen ympäristö 727. 84 s.
- Ojala, O. 2009. Jalopuumetsiköt luonnonsuojelulain luontotyyppikartoituksessa. Julkaisussa: Leinonen, R. & From, S. (toim.). Jalopuuympäristöjen hoito ja uhanalaiset lajit. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö 41. S. 32–34.
- Olsen, J.L., Stam, W.T., Coyer, J.A., Reusch, T.B.H., Billingham, M., Boström, C., Calvert, E., Christie, H., Granger, S., la Lumière, R., Milchakova, N., Oudot-De secq, M.-P., Proccacini, G., Sanjabi, B., Serrao, E., Veldsink, J., Widdicombe, S. & Wyllie-Echeverria, S. 2004. North Atlantic Phylogeography and large-scale population differentiation of the seagrass *Zostera marina* L. Molecular Ecology 13: 1923–1941.
- Oulasvirta, P. & Leinikki, J. 1995. Tammisaaren saariston kansallispuiston vedenalaisen luonnon kartoitus. Osa II. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 41. 84 s.
- Oulasvirta, P. & Leinikki, J. 2003. Veneilyn vaikutukset luonnonsatamissa. Suomen ympäristö 605. 61 s.
- Perkiö, R., Puustinen, M. & Similä, M. 2011. Poltto. Julkaisussa: Similä, M. & Junninen, K. (toim.). Metsien ennallistamisen ja luonnonhoidon opas. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja, sarja B 157: 30–45.
- Pilke, A. (toim.) 2012. Ohje pintaveden tyyppien määrittämiseksi. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 49 s.
- Poronhoitolaki (1990/848). 14.9.1990.
- Proctor, J. & Woodell, S. R. J. 1975. The ecology of serpentine soils. Advances in Ecological Research 9: 256–347.
- Puomio, E.-R. 2012. ELY-keskusten ympäristö ja luonnonvarat -vastualueen tehtävien järjestämisvaihtoehdot. Ympäristöministeriön raportteja 17/2012. Ympäristöministeriö, Helsinki. 60 s.

- Puumäärä vaikuttaa eniten maanomistajalla maksettavaan METSO-korvaukseen 2011. METSO-uutiskirje 2011. <http://metsonpolku.fi/metso/uutiskirje/2011/1/fi/raha-juttu.php>. [Viitattu 12.12.2012.]
- Pykälä, J. 1992. Länsi-Uudenmaan seutukaava-alueen kasvitoltaan arvokkaat kalliolit I. Länsi-Uudenmaan seutukaava-liitto. 84 + 20 s.
- Pykälä, J. 2004. Effects of new forestry practices on rare epiphytic macrolichens. *Conservation Biology* 18: 831–838.
- Pykälä, J. 2007a. Implementation of Forest Act habitats in Finland: Does it protect the right habitats for threatened species? *Forest Ecology and Management* 242: 281–287.
- Pykälä, J. 2007b. Metsälain erityisen tärkeät elinympäristöt ja luonnon monimuotoisuus – esimerkkinä Lohja. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. *Suomen ympäristö* 32/2007. 57 s.
- Pykälä, J. 2011. Loppuraportti: Tutkimushanke ”Kalkkikallioiden uhanalaiset jäkälät”. Käsikirjoitus 29.12.2011. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 5 s.
- Pykälä, J., Alanen, A., Vainio, M. & Leivo, A. 1994. Perinne- maisemien inventointiohjeet. Vesi- ja ympäristöhallitus, Helsinki. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja 559. 106 s.
- Pahlsson, L. (toim.) 1994. Vegetationstyper i Norden. Tema-Nord 1994:665. Nordiska Ministerrådet, Köpenhamn. 627 s.
- Päivinen, J., Björkqvist, N., Karvonen, L., Kaukonen, M., Korhonen, K.-M., Kuokkanen, P., Lehtonen, H. & Tolonen, A. (toim.) 2011. Metsähallituksen metsätalouden ympäristö-opas. Metsähallituksen metsätalouden julkaisuja 67. 162 s.
- Päivänen, J. 2001. Metsälain monimuotoisuuden säilyttäminen – metsälain tarkoittamien kohteiden tunnistaminen. *Metsätieteen aikakauskirja* 4/2001: 651–655.
- Pärnänen, S. 2012. Luontoarvojen huomioon ottaminen ympäristönsuojelulain ja eräiden muiden lakien mukaisessa lupamenetelyssä. *Selvitys* 31.1.2012. 48 s.
- Pääkkönen, P. & Alanen, A. 2000. Luonnonsuojelulain luontotyypien inventointiohje. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristökeskuksen moniste 188. 128 s.
- Pääministeri Jyrki Kataisen hallituksen ohjelma. 22.6.2011. Valtioneuvoston kanslia. 90 s. <http://valtioneuvosto.fi/hallitus/hallitusohjelma/pdf/fi.pdf>.
- Rassi, P. 2000. Uhanalaisten metsäkovakuoriaisten levinneisyys, esiintymishistoria ja elintavat. Julkaisussa: Metsien suojelun tarve Etelä-Suomessa ja Pohjanmaalla. Etelä-Suomen ja Pohjanmaan metsien suojelun tarve -työryhmän mietintö. *Suomen ympäristö* 437: 89–94.
- Rassi, P., Aapala, K. & Suikki, A. (toim.) 2003. Ennallistaminen suojelualueilla. Ennallistamistyöryhmän mietintö. Ympäristöministeriö, Helsinki. *Suomen ympäristö* 618. 220 s.
- Rassi, P., Alanen, A., Kanerva, T. & Mannerkoski, I. (toim.) 2001. Suomen lajien uhanalaisuus 2000. Ympäristöministeriö ja Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 432 s.
- Rassi, P., Hyvärinen, E., Juslén, A. & Mannerkoski, I. (toim.) 2010. Suomen lajien uhanalaisuus 2010. Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 685 s.
- Ratia, A. & Gehör, S. 1985. Jokamiehen kiviopas. Amer-yhtymä Oy Weilin+Göös, Espoo. 276 s.
- Raunio, A., Schulman, A. & Kontula, T. (toim.) 2008. Suomen luontotyyppien uhanalaisuus. *Suomen ympäristö* 8/2008. Osat 1 ja 2. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 264 s. + 572 s.
- Rehell, S. 2005. Maankohoamisrannikon soiden nuorten sukessiovaiheiden kartoitukset. Julkaisematon käsikirjoitus.
- Rehell, S. 2006a. Aapamire development in a land uplift coast. Röyskäri – Ihanalampi area – land uplift succession of aapamires. Julkaisussa: Heikkilä, R., Lindholm, T. & Tahvanainen, T. (toim.). *Mires of Finland – Daughters of the Baltic Sea*. Finnish Environment Institute, Helsinki. *The Finnish Environment* 28/2006. S. 31–39.
- Rehell, S. 2006b. Land uplift phenomenon and its effects on mire vegetation. Julkaisussa: Lindholm, T. & Heikkilä, R. (toim.). *Finland – Land of Mires*. Finnish Environment Institute, Helsinki. *The Finnish Environment* 23/2006. S. 145–154.
- Rehell, S. & Heikkilä, R. 2009. Aapasoiden nuoret sukessiovaiheet Pohjois-Pohjanmaan maankohoamisrannikolla. *Suo* 60(1–2): 1–22.
- Rehell, S., Huttunen, A. & Kondelin, H. 2012a. The development of patterning on a succession series of aapa mire systems on the land-uplift coast of northern Ostrobothnia, Finland. *The Finnish Environment* 38/2012. S. 51–63.
- Rehell, S., Huttunen, A., Kondelin, H. & Laitinen, J. 2012b. Development of the large-scale aapa mire hydrotopography on land-uplift coastland in northern Finland. *The Finnish Environment* 38/2012. S. 39–50.
- Rehell, S., Kondelin, H. & Laitinen, J. 2005. Aapasoiden suurmuodon kehitys Pohjois-Pohjanmaan maankohoamisrannikolla. 13.1.2005. Julkaisematon käsikirjoitus.
- Reusch, T.B.H. & Boström, C. 2011. Widespread genetic mosaicism in the marine angiosperm *Zostera marina* is correlated with clonal reproduction. *Evolutionary Ecology* 25(2): 1–15.
- Riecken, U. 2002. Novellierung des Bundesnaturschutzgesetzes: Gesetzlich geschützte Biotope nach § 30. *Natur und Landschaft* 9/10. S. 397–406.
- Rinkineva, L. & Molander, L.-L. 1997. Merenkurkun fladat ja kluuvijärvet. Merenkurkun neuvoston julkaisut 3. Vaasa. 42 s.
- Rintala J. 2006. Soranoton ja suojelun tila harjunsuojelualueilla – aluekohtainen tarkastelu 2006. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 1/2006. 170 s.
- Ruokanen, I. 2008. Metsälain erityisen tärkeät elinympäristöt. Kartoitus Pohjois-Pohjanmaan yksityismetsissä 1996–2006. Loppuraportti. Pohjois-Pohjanmaan metsäkeskus, Oulu. 36 s.
- Ruotsalainen, M. 2007. Hyvän metsänhoidon suosituksot turvemaille. Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio, Helsinki. Lönnberg Print Oy. 50 s.
- Ruotsalainen, M. 2007. Hyvän metsänhoidon suosituksot turvemaille. Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio, Helsinki. 50 s.
- Ruuhijärvi, R. 1978. Soidensuojelun perusohjelma. *Suo* 29(1): 1–10.
- Ruuhijärvi, R. 1988. Suokasvillisuus. Julkaisussa: Alalammi, P. (toim.). Suomen kartasto, vihko 141–143: Elävä luonto, luonnonsuojelu. Maanmittauslaitos & Suomen maantieteellinen seura, Helsinki. S. 2–6.
- Räsänen, L. K. 1953. Eri kivilajien jäkäläkasvistosta Kivaloiden Ala-, Keski- ja Ylä-Penikalla Lapin läänin eteläosassa. Kuopion luonnon ystävien yhdistyksen julkaisuja. Sarja B 3(1): 1–63 s.
- Saaristo, L., Kuusinen, M. & Nieminen, M. 2009. Talousmetsien luonnonhoito. Metsäammattilaisen käsikirja. Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio. 157 s.
- Saaristo, L. & Lindberg, H. 2011. Tulen käyttö yksityisissä talousmetsissä – metsänhoidollisista kulutuksista luonnonhoidollisiin kulutuksiin. Julkaisussa: Similä, M. & Junninen, K. (toim.). Metsien ennallistamisen ja luonnonhoidon opas. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja, sarja B 157: 50–51.
- Salminen, M. 2012. Yhteisten vesialueiden pinta-ala- ja osakaskiinteistöluokittelu. Insinööriyö. Metropolia Ammattikorkeakoulu. 85 sivua + 19 liitettä. <http://urn.fi/URN:NBN:fi:amk-201204234823>.
- Salminen, P. 2012. Selvitys ojitattomien suoilaikkujen tilasta ja ekologisesta merkityksestä ilmakehän ja kartta-aineiston perusteella. Muistio 30.3.2012. Suomen ympäristökeskus.

- Salo, P. 2011. Tampereen kantakaupunkialueen pienvesiselvitys. Tampereen kaupunki. Ympäristönsuojelun julkaisuja 1/2011. Tampere. 158 s.
- Salo, T., Gustafsson, C. & Boström, C. 2009. Effects of plant diversity on primary production and species interactions in brackish water angiosperm communities. *Marine Ecology Progress Series* 396: 261–272.
- Schubert, H. & Blindow, I. (toim.) 2003. Charophytes of the Baltic Sea. The Baltic Marine Biologists Publication No. 19. A.R.G. Gantner Verlag Kommanditgesellschaft, Ruggell. 326 s.
- Schulman, A., Alanen, A., Hæggström, C.-A., Huhta, A.-P., Jantunen, J., Kekäläinen, H., Lehtomaa, L., Pykälä, J. & Vainio, M. 2008a. Perinnebiotoopit. Julkaisussa: Raunio, A., Schulman, A. & Kontula, T. (toim.). Suomen luontotyypien uhanalaisuus – Osa 1: Tulokset ja arvioinnin perusteet. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö 8/2008. S. 149–174.
- Schulman, A., Alanen, A., Hæggström, C.-A., Huhta, A.-P., Jantunen, J., Kekäläinen, H., Lehtomaa, L., Pykälä, J. & Vainio, M. 2008b. Perinnebiotoopit. Julkaisussa: Raunio, A., Schulman, A. & Kontula, T. (toim.). Suomen luontotyypien uhanalaisuus. – Osa 2: Luontotyypien kuvaukset. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö 8/2008. S. 397–465.
- Secretariat of the Convention on Biological Diversity 2010. Global Biodiversity Outlook 3. Montréal, 94 s. www.cbd.int/GBO3.
- Sederholm, J. J. 1925. The average composition of the earth's crust in Finland. *Bulletin de la Commission Géologique de Finlande* 70. 20 s.
- Selonen, V. & Kotiaho, J. 2006. Suojavyöhykkeen leveyden ja muodostumisajankohdan vaikutus erityisen tärkeiden puroelinympäristöjen monimuotoisuuteen. Julkaisussa: Horne, P., Koskela, T., Kuusinen, M., Otsamo, A. & Syrjänen, K. (toim.). Metson jäljillä. Etelä-Suomen metsien monimuotoisuustutkimusohjelman tutkimusraportti. Maa- ja metsätalousministeriö, ympäristöministeriö, Metsätutkimuslaitos ja Suomen ympäristökeskus, Helsinki. S. 327–329.
- Sihvo, J., Tynys, S. & Mäkelä, K. 2007. Tunturipaljakan ja tunturikoivuvyöhykkeen laajuus sekä esiintyminen Suomessa. Suomen luontotyypien uhanalaisuuden arviointi-hanke, tunturien asiantuntijaryhmä. Työryhmämoniste 23.11.2007.
- Siikamäki, P., McWhirr, T., Jormola, J. & Harjula, H. 2004. Vesirakentaminen ja säännöstely. Julkaisussa: Walls, M. & Rönkä, M. (toim.). Veden varassa - Suomen vesiluonnon monimuotoisuus. Edita Publishing Oy, Helsinki. S. 127–130.
- Silver, T. 1997. Metsälain mukaiset avainbiotoopit soilla Lounais-Suomessa. Moniste. Metsäkeskus Lounais-Suomi. 3 s.
- Silver, T. & Kajava, S. 2000. Suot metsälakikohteina Lounais-Suomessa. *Suo* 51(2): 59–64.
- Silver, T., Saarinen, M. & Kajava, S. 2008. Metsälain erityisen tärkeiden suoelinympäristöjen määrittäminen ja metsälakikartoituksen luotettavuus Lounais-Suomessa. *Metsätieteen aikakauskirja* 3/2008: 229–236.
- Similä, J., Raunio, A., Hildén, M. & Anttila, S. 2010. Luonnonsojelulainsäädännön arviointi – Lain toimivuus ja kehittämistarpeet. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö 27/2010. 102 s.
- Skogsstyrelsens författningssamling 2000. Skogsstyrelsens allmänna råd till 7 kap. 11 § miljöbalken (1998:808) och 6 § förordningen (1998:1252) om områdeskydd enligt miljöbalken m.m. beslutade den 28 februari 2000. SKSFS 2000:1. http://www.skogsstyrelsen.se/Global/myndigheten/f%C3%B6rfattningar/sksfs2000_1.pdf. [Viitattu 31.8.2012.]
- Soiden ja turvemaiden kansallista strategiaa valmistellut työryhmä 2011. Valtioneuvoston soiden ja turvemaiden kestävä ja vastuullista käyttöä ja suojelua koskevan periaatepäätöksen (30.8.2012) taustaraportti: Ehdotus soiden ja turvemaiden kestävä ja vastuullisen käytön ja suojelun kansalliseksi strategiaksi. Työryhmämuistio, MMM 2011:1. 157s.
- Soininen, T. 2000. Maastotyöopas. Metsälain erityisen tärkeät elinympäristöt (METE) kartoitust-projekti. Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio, Helsinki.
- Soronen, J. 2002. Keski-Lapin serpentiinialueiden inventointi ja rajausehdotukset. Metsähallitus, Perä-Pohjolan luontopalvelut, Sodankylä. Julkaisematon raportti. 65 s.
- Statistiska centralbyrån & Naturvårdsverket 2012. Skyddad natur 2011: Allt fler svenskar bor nära skyddad natur. Pressmeddelande från SCB och Naturvårdsverket 2012-06-01 Nro 2012:766. www.scb.se > Startside > Hitta statistik > Statistik efter ämne > Miljö > Skyddad natur > Skyddad natur 2011. [Viitattu 31.8.2012.]
- Storberg, K.-E. & Helminen, O. 1978. Sandtåkten i Degersandbukten. Åbo Akademi, Husö biologiska station. *Meddelande* 20: 55–71.
- Suihkonen, L., Ahtikoski, A., Hänninen, R., Hynynen, J. & Loiskekoski, M. 2011. Määräaikaisten suojelukorvaukset ja laskennalliset tulonmenetykset vapaaehtoisessa metsien monimuotoisuuden turvaamisessa. Metlan työraportteja 207. 39 s. <http://www.metla.fi/julkaisut/workingpapers/2011/mwp207.htm>.
- Suomen FFCS-standardi 2003. FFCS 1002-1:2003, Ryhmäsertifioinnin kriteerit metsäkeskuksen toimialueen tasolla. Metsäsertifioinnin standardityöryhmän 29.9.2003 hyväksymä standardi. 17 s.
- Suomen FSC-standardi 2011. Kansallinen FSC-standardi. Suomen FSC-yhdistys. 12.5.2011. 46 s. + liitteet.
- Suomen FSC-yhdistys 2012. Tulkintaohje (Eräjäkä, Oksa). Arvokkaiden elinympäristöjen, monimuotoisuuden turvaamiseksi rajattujen alueiden ja erityiskohteiden määrittelyä koskevat määräajat Suomen FSC-standardissa. 11.1.2012. <http://finland.fsc.org/dokumentit>. [Viitattu 24.10.2012.]
- Suomen PEFC-standardi 2009a. Metsänomistajakohdaisen sertifiointin kriteerit. PEFC FI 1003:2009. PEFC Suomi. 31 s.
- Suomen PEFC-standardi 2009b. Ryhmäsertifioinnin kriteerit metsäkeskuksen tai metsänhoitoyhdistyksen toimialueen tasolla. PEFC FI 1002:2009. PEFC Suomi. 34 s.
- Suomen ympäristökeskus 2006. Tunnetut serpentiinikalliot -paikkatietoaineisto. Suomen ympäristökeskuksen biodiversiteettisyksikön kokoama paikkatietoaineisto tunnetuista serpentiinikallioista, -kivikoista ja -soraikoista. Versio 28.6.2006. Suomen ympäristökeskus.
- Suomen ympäristökeskus 2010. Säännöstelyjen vaikutukset. www.ymparisto.fi > Vesivarojen käyttö > Vesistöjen säännöstely > Säännöstelyjen vaikutukset. [Viitattu 29.5.2012.]
- Suomen ympäristökeskus 2011. Tunnetut kalkkikalliot -paikkatietoaineisto. Suomen ympäristökeskuksen biodiversiteettisyksikössä koottu paikkatietoaineisto tunnetuista biologisesti arvokkaista kalkkikallioista ja vanhoista kalkkilouhoksista. Versio 11.4.2011.
- Suomen ympäristökeskus 2012a. Harjumetsien paahde-elinympäristöverkostot. www.ymparisto.fi > Suomen ympäristökeskus > Hankkeet > Hankkeet aakkosittain. [Viitattu 24.10.2012.]
- Suomen ympäristökeskus 2012b. Maankäytön suunnittelua palvelevan porotalouden paikkatietokannan rakentaminen ja käyttöön saaminen (POROT). www.ymparisto.fi > Suomen ympäristökeskus > Hankkeet > Hankkeet aakkosittain. [Viitattu 24.10.2012.]
- Suominen, J. 1965. Sammallajistosta ultraemäksisillä ja muilla kallioilla Joensuun länsipuolisella alueella. *Savotar* 5: 133–149.

- Sutinen, R., Kuoppamaa, M., Hänninen, P., Middleton, M., Närhi, P., Vartiainen, S. & Sutinen, M. 2011. Tree species distribution on mafic and felsic fells in Finnish Lapland. *Scandinavian Journal of Forest Research* 26: 11–20.
- Suvantola, L. & Similä, J. 2011. Luonnonsuojeluoikeus. Edita Publishing Oy, Helsinki. 386 s.
- Sydänoja, A. 2008. Saaristomeren ja Selkämeren fladat. Lounais-Suomen ympäristökeskuksen raportteja 1/2008. Lounais-Suomen ympäristökeskus, Turku. 40 s.
- Tahvanainen, T. 2011. Abrupt ombrotrophication of a boreal aapa mire triggered by hydrological disturbance in the catchment. *Journal of Ecology* 99(2): 404–415.
- Tapio 2005. Tapion vuositilastot 2005. Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio, Helsinki. 56 s. www.metsavastaa.net > Metsän- ja luonnonhoito > Yksityismetsätalouden tilastot.
- Tapio 2006a. Hyvän metsänhoidon suositukset. Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio, 29.6.2006. 59 s.
- Tapio 2006b. Tapion vuositilastot 2006. Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio, Helsinki. 53 s. www.metsavastaa.net > Metsän- ja luonnonhoito > Yksityismetsätalouden tilastot.
- Tapio 2007. Tapion vuositilastot 2007. Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio, Helsinki. 53 s. www.metsavastaa.net > Metsän- ja luonnonhoito > Yksityismetsätalouden tilastot.
- Tapio 2008. Tapion vuositilastot 2008. Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio, Helsinki. 54 s. www.metsavastaa.net > Metsän- ja luonnonhoito > Yksityismetsätalouden tilastot.
- Tapio 2009. Tapion vuositilastot 2009. Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio, Helsinki. 54 s. www.metsavastaa.net > Metsän- ja luonnonhoito > Yksityismetsätalouden tilastot.
- Tapio 2010. Tapion vuositilastot 2010. Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio, Helsinki. 53 s. www.metsavastaa.net > Metsän- ja luonnonhoito > Yksityismetsätalouden tilastot.
- Tapio 2011. Tapion vuositilastot 2011. Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio, Helsinki. 53 s. www.metsavastaa.net > Metsän- ja luonnonhoito > Yksityismetsätalouden tilastot.
- Tapio 2012. Talousmetsien luonnonhoidon laadunarviointi. www.metsavastaa.net > Metsän- ja luonnonhoito > Talousmetsien luonnonhoito > Luontolaatu. [Viitattu 23.10.2012.]
- Tarvainen, A., Verta, O.-M., Marttunen, M., Nykänen, J., Korhonen, T., Pönkkä, H. & Höytämö, J. 2006. Koitereen säännöstelyn vaikutukset ja kehittämismahdollisuudet. Yhteenveto ja suositukset. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö 37/2006. 116 s.
- Tikkanen, H. 2007. Avoimien hietikoiden hoito Vattajan Natura-alueella. Sigma Konsultit Oy. 5.12.2007. Vattajan Dyyni Life-projekti. 30 s.
- Tikkanen, O.-P., Matero, J., Mönkkönen, M., Juutinen, A. & Kouki, J. 2012. To thin or not to thin: bio-economic analysis of two alternative practices to increase amount of coarse woody debris in managed forests. *European Journal of Forest Research* 131: 1411–1422.
- Timonen, J. 2011. Woodland Key Habitats. A Key to Effective Conservation of Forest Biodiversity. Academic dissertation. Jyväskylä studies in biological and environmental science 220. Jyväskylän yliopisto. 33 s.
- Tomppo, E., Henttonen, H. & Tuomainen, T. 2001. Valtakunnan metsien 8. inventoinnin menetelmä ja tulokset metsäkeskuksittain Pohjois-Suomessa 1992–94 sekä tulokset Etelä-Suomessa 1986–92 ja koko maassa 1986–94. Metsätieteen Aikakauskirja 1B/2001. 248 s.
- Tonteri, T. 2001. Avainbiotoopit Etelä-Suomessa: valtakunnan metsien 9. inventoinnin tuloksia. Julkaisussa: Siitonen, J. (toim.). Monimuotoinen metsä. Metsäluonnon monimuotoisuuden tutkimusohjelman loppuraportti. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 812: 73–79.
- Tonteri, T., Ahlroth, P., Hokkanen, M., Lehtelä, M., Alanen, A., Hakalisto, S., Kuuluvainen, T., Soininen, T. & Virkkala, R. 2008a. Metsät. Julkaisussa: Raunio, A., Schulman, A. & Kontula, T. (toim.). Suomen luontotyyppejen uhanalaisuus – Osa 1: Tulokset ja arvioinnin perusteet. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö 8/2008. S. 111–132.
- Tonteri, T., Ahlroth, P., Hokkanen, M., Lehtelä, M., Alanen, A., Hakalisto, S., Kuuluvainen, T., Soininen, T. & Virkkala, R. 2008b. Metsät. Julkaisussa: Raunio, A., Schulman, A. & Kontula, T. (toim.). Suomen luontotyyppejen uhanalaisuus – Osa 2: Luontotyyppejen kuvaukset. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö 8/2008. S. 259–334.
- Torvelainen, J. & Ylitalo, E. 2011. Metsien monimuotoisuus ja terveys. Julkaisussa: Ylitalo, E. (toim.). Metsätalastollinen vuosikirja 2011. SVT Maa-, metsä- ja kalatalous 2011. Metsäntutkimuslaitos, Vantaa. S. 85–116.
- Tukia, H. & Similä, M. 2011. Metsien paahdeympäristöjen luonnonhoito. Julkaisussa: Similä, M. & Junninen, K. (toim.). Metsien ennallistamisen ja luonnonhoidon opas. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja, sarja B 157: 134–144.
- Tulkintasuosituksia metsälain 10 §:n tarkoittamien erityisten tärkeiden elinympäristöjen rajaamisesta ja käsittelystä metsälain valvonnan pohjaksi. Hyväksytty viranomaispäälliköiden kesäkokouksessa 19.8.2009 Kotkassa.
- Tullrot, A. 2009. Background Document for *Zostera* beds, Seagrass beds. OSPAR Commission. Biodiversity Series 2009. UK. 37 s.
- Tuononen, E., Vähäsöyrinki, E. & Österlund, P. 1981. Vedenkorkeusvaihteluiden vaikutus rantamaiden viljelyyn ja puustoon. Tiedotus 206. Vesihallitus.
- Turunen, M. & Vuojala-Magga, T. 2011. Poron ravinto ja talvinen lisäruokinta muuttuvassa ilmastossa. Arktisen keskuksen tiedotteita 56. 55 s.
- TUURA 2012. Arvokkaat tuuli ja rantakerrostumat -tietokanta. Suomen ympäristökeskuksen ja Geologian tutkimuskeskuksen ylläpitämä tietokanta.
- Tynys, S. 2008. Eteläisten tutkijankaiden levinneisyys Suomessa. Käsikirjoitus. Metsähallitus, Lapin luontopalvelut. 11 s.
- Vahteri, P., Mäkinen, A., Salovius, S. & Vuorinen, I. 2000. Are drifting algal mats conquering the bottom of the Archipelago Sea, SW Finland? *Ambio* 29: 338–343.
- Vainio, M., Kekäläinen, H., Alanen, A. & Pykälä, J. 2001. Suomen perinnebiotoopit. Perinnemaisemaprojektin valtakunnallinen loppuraportti. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö 527. 163 s.
- Valtakunnallinen harjajensuojeluohjelma 1980. Komiteanmietintö 1980: 41. Maa- ja metsätalousministeriön harjajensuojelutyöryhmä. Helsinki. 99 s.
- Valtioneuvosto 2008. Valtioneuvoston periaatepäätös Etelä-Suomen metsien monimuotoisuuden toimintaohjelmasta 2008–2016 27.3.2008. <http://valtioneuvosto.fi/toiminta/periaatepaatokset/periaatepaatos/fi.jsp?oid=224237>. [Viitattu 3.1.2012.]
- Valtioneuvosto 2012a. Valtioneuvoston periaatepäätös soiden ja turvemaiden kestävästä ja vastuullisesta käytöstä ja suojelusta 30.8.2012. <http://valtioneuvosto.fi/toiminta/periaatepaatokset/periaatepaatos/fi.jsp?oid=363911> [Viitattu 2.11.2012.]
- Valtioneuvosto 2012b. Valtioneuvoston periaatepäätös Suomen luonnon monimuotoisuuden suojelun ja kestävä käytön strategiasta vuosiksi 2012–2020, Luonnon puolesta – ihmisen hyväksi. <http://valtioneuvosto.fi/toiminta/periaatepaatokset/periaatepaatos/fi.jsp?oid=373758> [Viitattu 20.12.2012.]
- Valtioneuvoston asetus metsien kestävästä hoidosta ja käytöstä 1234/2010. 21.12.2010.

- Vanhanen, S. 2001. Pohjoisten pähkinäpensasesiintymien kääväkkäät Suomessa. Pro gradu -tutkielma. Helsingin yliopisto, Ekologian ja systematiikan laitos. 90 s.
- Vantaan kaupunki ja FCG Planeko Oy 2009. Vantaan pienvesiselvitys. Vantaa. 86 s. http://www.vantaa.fi/instancedata/prime_product_julkaisu/vantaa/embeds/vantaawwwstructure/64935_PienvesiRaportti_2009-03-25.pdf.
- Vesilaki 27.5.2011/587.
- Virkkala, R., Korhonen, K.T., Haapanen, R. & Aapala, K. 2000. Metsien ja soiden suojelutilanne metsä- ja suokasvillisuusvyöhykkeittäin valtakunnan metsien 8. inventoinnin perusteella. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö 395. 52 s.
- Virtanen, R. & Oksanen, J. 2007. The effects of habitat connectivity on cryptogam richness in boulder metacommunity. *Biological conservation* 135: 415–422.
- Vuokko, S. 1974. Ultraemäksisten kivilajien vaikutus kasvillisuuteen Pohjois-Suomessa. Pro gradu -tutkielma. Helsingin yliopisto, kasvitieteen laitos. 140 s.
- Vuokko, S. 1978. Lapin ultraemäksisten alueiden kasvillisuus. *Luonnon Tutkija* 82(5): 131–134.
- Wallström, K., Mattila, J., Sandberg-Kilpi, E., Appelgren, K., Henricson, C., Liljekvist, J., Munsterhjelm, R., Odelström, T., Ojala, P., Persson, J. & Schreiber, H. 2000. Miljö tillstånd i grunda havsvikar. Beskrivningar av vikar i regionen Uppöänd-Åland - sydvästra Finland samt utvärdering av inventeringsmetoder. *Upplandsstiftelsen* 18: 1–114 + 6 liitettä.
- Winkler, H. G. F. 1979. *Petrogenesis of Metamorphic Rocks*. Springer-Verlag, New York. 348 s.
- Worm, B. & Reusch, T.B.H. 2000. Do nutrient availability and plant density limit seagrass colonization in the Baltic Sea? *Marine Ecology Progress Series* 200: 159–166.
- Yliniva M. & Keskinen, E. 2010. Perämeren kansallispuiston vesimakrofytyt – peruskartoitus ja näytteenottomenetelmien vertailu. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 191. 66 s.
- Ympäristöhallinto 2009. Raportti luontodirektiivin toimeenpanosta Suomessa 2001–2006. Verkkosivu. www.ymparisto.fi > Luonnonsuojelu > Suojeluohjelmat ja -alueet > Natura 2000 -verkosto > Raportti luontodirektiivin toimeenpanosta Suomessa 2001–2006. [Viitattu 15.10.2012.]
- Ympäristöhallinto 2012. Lehtojensuojeluohjelma. Verkkosivu. www.ymparisto.fi > Luonnonsuojelu > Suojeluohjelmat ja -alueet > Lehtojensuojeluohjelma. [Viitattu 15.10.2012.]
- Ympäristöministeriö 1987. Merihiekkatyöryhmän mietintö. Ympäristöministeriön ympäristön- ja luonnonsuojeluosaston sarja, C/23/1987. 195 s.
- Ympäristöministeriö 2004. Sedimenttien ruoppaus- ja läjitys-ohje. Ympäristöopas 117.
- Ympäristöministeriö 2008a. Metsien monimuotoisuuden turvaaminen – keinot ja niiden kohdentaminen. Suomen ympäristö 17/2008. 86 s.
- Ympäristöministeriö 2008b. METSO-ohjelman luonnontieteelliset valintaperusteet. Suomen ympäristö 26/2008. 76 s.
- Ympäristöministeriö 2009. Opas maa-ainesten ottamisen säätelyä ja järjestämistä varten. Ympäristöhallinnon ohjeita 1/2009. Ympäristöministeriö, Helsinki. 135 s.
- Ympäristöministeriö 2011. Toimintasuunnitelma uhanalaisten luontotyyppien tilan parantamiseksi. Suomen ympäristö 15/2011. Ympäristöministeriö, Helsinki. 112 s.
- Ympäristöministeriö 2012a. Luonnos hallituksen esitykseksi eduskunnalle ympäristönsuojelulain ja eräiksi siihen liittyviksi laeiksi. Ympäristöministeriö, Helsinki. 145 s. + liitteet.
- Ympäristöministeriö 2012b. Uudistunut vesilaki 2011. Keskeinen sisältö ja tärkeimmät muutokset. Ympäristöministeriön raportteja 1/2012. Ympäristöministeriö, Helsinki. 108 s.
- Ympäristöministeriö 2012c. Ympäristönsuojelulain uudistaminen. www.ymparisto.fi > Lainsäädäntö > Valmisteilla oleva lainsäädäntö > Ympäristönsuojelun lainsäädäntöhankkeet > Ympäristönsuojelulain uudistaminen. [Viitattu 30.11.2012.]
- Ympäristöministeriö 2012d. Vesienhoidon suunnittelu ja yhteistyö. www.ymparisto.fi > Ympäristönsuojelu > Vesienhoito > Vesienhoidon suunnittelu ja yhteistyö. [Viitattu 25.10.2012.]
- Ympäristöministeriö & maa- ja metsätalousministeriö 2009. METSO-ohjelman luonnontieteelliset valintaperusteet. Esite. 23 s.
- Ympäristönsuojelulaki 4.2.2000/86.
- Ympäristövaliokunnan mietintö 2010. Hallituksen esitys eduskunnalle vesilain uudistamiseksi. YmVM 22/2010 vp. 36 s.
- Yrjönen, K. 2004. Metsälain erityisen tärkeät elinympäristöt. Kartoitus yksityismetsissä 1998–2004. Loppuraportti. MMM:n julkaisuja 9/2004. Maa- ja metsätalousministeriö, Helsinki. 60 s.
- Yrjönen, K. 2006. Metsälain erityisen tärkeiden elinympäristöjen kartoitus (METE-kartoitus). Julkaisussa: Horne, P., Koskela, T., Kuusinen, M., Otsamo, A. & Syrjänen, K. (toim.). Metson jäljillä. Etelä-Suomen metsien monimuotoisuustutkimusohjelman tutkimusraportti. Maa- ja metsätalousministeriö, ympäristöministeriö, Metsäntutkimuslaitos ja Suomen ympäristökeskus, Helsinki. S. 74–75.

LIITE I. Luonnonsuojelulain 29 § luontotyyppien lukumäärät ja pinta-alat

Luonnonsuojelulain 29 § luontotyyppien lukumäärät (kpl) ja pinta-alat (ha) luontotyypeittäin ja ELY-keskusten alueittain huhti–toukokuussa 2012. Erikseen ilmoitettu inventoitujen, kriteerit täyttävien luontotyyppien määrä ja pinta-ala sekä tehtyjen rajauspäätösten määrä ja pinta-ala.

Luonnonsuojelulain suojellun luontotyyppien kriteerit täyttävien kohteiden lukumäärä, kpl

	UUD	VAR	HAM	PIR	KAS	ESA	POS	POK*	KES	EPO	POP	KAI	LAP	Yht.
Jalopuumetsikkö	114	129	286	84	58	74	17	11	100					873
Pähkinäpensaslehto	102	153	47	22	1									325
Tervaleppäkorpi	26	10	19	6	8	17	1	11	16	4				118
Hiekkaranta	19	4	3		15	20		6	14	10	27		9	127
Merenrantaniitty	32	15			7					18	60		35	167
Hiekkadyyni	6									3	11	1	3	24
Katajaketo	2	9	2										2	15
Lehdesniitty		4												4
Maisemapuu		1				1								2
Yhteensä	301	325	357	112	89	112	18	28	130	35	98	1	49	1655

* Tilanne vuoden 2009 alussa

Luonnonsuojelulain suojellun luontotyyppien kriteerit täyttävien kohteiden pinta-ala, ha

	UUD	VAR	HAM	PIR	KAS	ESA	POS	POK*	KES	EPO	POP	KAI	LAP	Yht.	Keski-koko
Jalopuumetsikkö	139,1	243,6	400,9	91,4	60,8	49,4	4,9	9,0	69,2					1068,3	1,2
Pähkinäpensaslehto	131,6	180,1	93,8	22,3	0,3									428,1	1,3
Tervaleppäkorpi	31,5	4,8	25,0	4,2	10,9	8,0	2,2	7,9	11,8	2,0				108,2	0,9
Hiekkaranta	23,5	50,6	3,8		10,3	16,5		17,1	0,3	33,2	210,3		21,3	387,0	3,0
Merenrantaniitty	12,1	2,3			1,9					7,6	668,1		76,6	768,5	4,6
Hiekkadyyni	14,2									9,3	165,5	2,0	2,6	193,7	8,1
Katajaketo	2,7	6,6	2,6										0,7	12,6	0,8
Lehdesniitty		8,9												8,9	2,2
Maisemapuu						0,1								0,1	0,1
Yhteensä	354,6	496,9	526,2	117,8	84,2	74,0	7,1	34,0	81,3	52,2	1043,9	2,0	101,2	2975,3	

* Tilanne vuoden 2009 alussa

Luonnonsuojelulain 29 § luontotyyppien lukumäärät (kpl) ja pinta-alat (ha) luontotyypeittäin ja ELY-keskusten alueittain huhti–toukokuussa 2012. Erikseen ilmoitettu inventoitujen, kriteerit täyttävien luontotyyppien määrä ja pinta-ala sekä tehtyjen rajauspäätösten määrä ja pinta-ala.

Luonnonsuojelulain suojellun luontotyyppien rajauspäätösten lukumäärä, kpl

	UUD	VAR	HAM	PIR	KAS	ESA	POS	POK*	KES	EPO	POP**	KAI	LAP	Yht.
Jalopuumetsikkö	91	45	228	69	37	41	7	7	86					611
Pähkinäpensaslehto	87	58	37	18										200
Tervaleppäkorpi	18	2	17	4	5	12	1	8	13					80
Hiekkaranta	14	1	3		3	13		6		7	11		9	67
Merenrantaniitty	28										21		26	75
Hiekkadyyni	1									2	3	1	2	9
Katajaketo	2	4											1	7
Lehdesniitty		1												1
Maisemapuu						1								1
Yhteensä	241	111	285	91	45	67	8	21	99	9	35	1	38	1051

* Tilanne vuoden 2009 alussa

** Tilanne noin vuonna 2010

Luonnonsuojelulain suojellun luontotyyppien rajauspäätösten pinta-ala, ha

	UUD	VAR	HAM	PIR	KAS	ESA	POS	POK*	KES	EPO	POP**	KAI	LAP	Yht.	Keski-koko
Jalopuumetsikkö	116,7	99,4	318,0	74,2	41,3	31,0	2,1	4,3	62,0					749,1	1,2
Pähkinäpensaslehto	118,1	59,2	74,2	17,2										268,8	1,3
Tervaleppäkorpi	24,1	1,1	18,9	3,5	9,9	4,9	2,2	7,9	9,5					81,9	1,0
Hiekkaranta	19,9	49,0	3,8		1,6	14,7		17,1		31,2	157,7		21,3	316,4	4,7
Merenrantaniitty	9,9										495,7		62,5	568,1	7,6
Hiekkadyyni	1,6									8,6	66,0	2,0	2,6	80,8	9,0
Katajaketo	2,7	4,4											0,2	7,3	1,0
Lehdesniitty		6,1												6,1	6,1
Maisemapuu						0,1								0,1	0,1
Yhteensä	293,0	219,2	415,0	94,9	52,8	50,7	4,3	29,3	71,4	39,8	719,4	2,0	86,6	2078,5	

* Tilanne vuoden 2009 alussa

** Tilanne noin vuonna 2010

Elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskusten lyhenteet:

UUD = Uudenmaan ELY
 VAR = Varsinais-Suomen ELY
 HAM = Hämeen ELY
 PIR = Pirkanmaan ELY
 KAS = Kaakkois-Suomen ELY
 ESA = Etelä-Savon ELY
 POS = Pohjois-Savon ELY

POK = Pohjois-Karjalan ELY
 KES = Keski-Suomen ELY
 EPO = Etelä-Pohjanmaan ELY
 POP = Pohjois-Pohjanmaan ELY
 KAI = Kainuun ELY
 LAP = Lapin ELY

LIITE 2. Tietolomakkeet

Tietolomakkeet luontotyypeistä, jotka ehdotetaan lisättäviksi metsälain, luonnonsuojelulain tai vesilain nojalla turvattaviin luontotyyppisiin.

Metsälain 10 §:ään lisättäviksi ehdotettavat luontotyypit

2/1 Aitokorvet

2/2 Nevakorvet

2/3 Harjumetsien valorinteet

2/4 Dyynimetsät

Luonnonsuojelulain 29 §:ään lisättäviksi ehdotettavat luontotyypit

2/5 Ultraemäksisen maapohjan metsät

2/6 Tulvametsät (Etelä-Suomi)

2/7 Kalkkikalliot

2/8 Serpentiinikalliot

2/9 Boreaaliset tunturikankaat

2/10 Tunturien rehevät lehdot ja niityt

2/11 Lapinvuokkokankaat

Vesilain 2 luvun 11 §:ään lisättäviksi ehdotettavat luontotyypit

2/12 Meriajokasniityt

2/13 Näkinpartaisniityt

2/14 Itämeren vedenalaiset harjut

LIITE 2/I

Aitokorvet

Määritelmä

Aitokorpiin luetaan kaikki aitokorpien alatyypit: mustikka-, metsäkorte-, puolukka- ja muurainkorvet (Kaakinen ym. 2008b). Lisäksi turvattavaan aitokorpiin luetaan mukaan siihen rajoittuvat kangaskorvet. Luontotyypin kohteet ovat ojittamattomia tai niillä voi olla yksittäisiä, vanhoja oja, joilla ei ole enää kuivattavaa vaikutusta tai vaikutus on vähäinen. Luontotyyppiin luetaan puustoltaan luonnontilaiset kohteet, sekä luonnontilaisen kaltaiset kohteet, joilla on tehty poiminta- tai harvennushakkuuta.

Uhanalaisuus

Aitokorvet on arvioitu Suomessa vaarantuneiksi (VU), kuten myös suurin osa niiden alatyypeistä (Kaakinen ym. 2008a, 2008b). Uhanalaisin aitokorpien alatyypit on metsäkortekorvet. Aitokorvet ovat uhanalaisempia Etelä-Suomessa (hemi-, etelä- ja keskiboreaalinen vyöhyke) kuin Pohjois-Suomessa (pohjoisboreaalinen vyöhyke), jossa ne ovat silmälläpidettäviä, samoin kuin niiden alatyypit lukuun ottamatta vaarantuneiksi arvioituja metsäkortekorpia.

	Koko maa	Etelä-Suomi	Pohjois-Suomi
Aitokorvet	VU	VU	NT
Mustikkakorvet	VU	VU	NT
Metsäkortekorvet	EN	EN	VU
Puolukkorvet	VU	VU	NT
Muurainkorvet	VU	VU	NT

Vastuuluontotyyppi: Vastaa Suomen vastuuluontotyyppiä *aitokorvet* (Raunio ym. 2008).

Uhanalaistumisen syyt

Ojitus, metsien uudistamis- ja hoitotoimet, pellonraivaus, purojen perkaus, rakentaminen (ml. tiet), turpeenotto.

Merkittävin vähenemisen syy on ollut ojitus metsätalouden tarpeisiin. Viljavina ja ohutturpeisina soina aitokorvet ovat olleet jo metsäojitustoiminnan alusta lähtien suosittuja ja taloudellisesti kannattavia ojituskohteita. Luontotyyppien uhanalaisuusarviointia varten laskettujen VMI9-tulosten mukaan (Metsäntutkimuslaitos 2005) Etelä-Suomen aitokorvista oli ojitetuna 71 %, Pohjois-Suomessa 28 % ja koko maassa 63 %. Ojituspinta-aloissa poistumaa turvekankaiksi ja kankaiksi sekä esimerkiksi pelloiksi ei ole voitu ottaa huomioon. Toisaalta ojitetuista nevakorvista ja nevoista osa on todennäköisesti siirtynyt korpien luokkaan.

1950-luvulla ojittamattomia aitokorpia (VMI3:ssa varsinaiset korvet) oli koko maassa VMI3-tulosten mukaan noin 600 000 ha (Ilvessalo 1957), kun niitä VMI10-tulosten (2004–2008) mukaan on ojittamattomana noin 160 000 ha (Metsäntutkimuslaitos 2009a). Vähenemä olisi tämän mukaan 73 %.

Suo- ja turvemaiden strategiahankkeelle laskettujen VMI10-tulosten mukaan (Metsäntutkimuslaitos 2009a) kaikkien korpien (ml. nevakorvet) ojitusprosentti strategiahankkeen alueilla on Etelä-Suomessa 83 %, Länsi-Suomessa 87 %, Itä-Suomessa 84 %, Pohjanmaa-Kainuussa 75 % ja Lapissa 41 %, sekä koko maassa 72 %.

Metsäojitustoiminnan lisäksi aitokorpia raivattiin jo varhain viljelykseen, joskin vähemmän kuin rehevämpiä korpia. Ojittamattomien aitokorpien ominaispiirteitä ovat etenkin Etelä-Suomessa heikentäneet hakkuut ja niihin liittyvät maanmuokkaukset. Hakkuun myötä puuston rakenteellinen monimuotoisuus vähenee (mm. puuston ikä- ja kokorakenne tasoittuu) ja lahoppuun ja lehtipuun määrä vähenee. VMI9:n mukaan runsaalla puolella Etelä-Suomen ojittamattomista aitokorvista oli ollut hakkuuta viimeisten 30 vuoden aikana ja viidenneksellä on tehty jonkinlaisia metsänhoitotoimia (esim. taimikonhoitoa, harvennuksia, keinollista uudistamista yms.) viimeisten 10 vuoden aikana. Kuollutta puustoa oli ojittamattomissa aitokorvissa VMI9:n mukaan melko vähän, keskimäärin alle 10 m³/ha.

Aitokorpia on tuhoutunut tai niiden luonnontila on heikentynyt myös esimerkiksi rakentamisen, purojen perkauksen tai turpeenoton seurauksena. Ojittamattomien aitokorpien vesitalous on voinut

muuttua myös valuma-alueella tehdyn maankäytön etävaikutusten takia. Myös ympäristön hakkuut voivat muuttaa korvelle luonteenomaista kosteaa ja varjoisaa pienilmastoa heikentäen näihin olosuhteisiin sopeutuneen lajiston elinoloja.

Uhkatekijät

Metsien uudistamis- ja hoitotoimet, vanhojen ojitusten vaikutukset sekä kunnostusojitukset, rakentaminen (ml. tiet), turpeenotto, purojen perkaukset.

Aitokorpien uudisojitusta ei enää juuri tehdä. Kuitenkin jäljellä olevia, usein pienialaisia aitokorpiä uhkaavat edelleen metsätaloustoimet sekä vanhojen ojitusten ja kunnostusojitusten vaikutukset. Kunnostusojitusten yhteydessä aiemmin säästyneitä pirstaleita voi tulla ojitetuiksi tai säilyneet korven ominaispiirteet voivat heikentyä etävaikutusten takia. Ojittamattomia karuja korpiä voidaan myös edelleen käsitellä hakkuin ja maanmuokkauksin.

Aitokorpiä voi edelleen tuhoutua esimerkiksi rakentamisen seurauksena, ja niiden vesitalouteen voivat vaikuttaa myös muualla suon valuma-alueella tehdyt toimet (esim. kunnostusojitukset, turpeenotto, purojen perkaus).

Keskeiset ominaispiirteet luonnontilaisella kohteella (tavoitetila)

Rakenne: Kuusi- tai lehtipuuvaltainen, (yleensä) erirakenteinen puusto, lahoppuuston esiintyminen, luonteenomainen mätäs- ja välipinnan vaihtelu, korpilajiston vallitsevuus.

Toiminta: Luonnontilainen vesitalous, kostea ja varjoisa pienilmasto, turpeen muodostuminen, luontainen puustodynamiikka.

Levinneisyys

Aitokorpiä esiintyy koko maassa Tunturi-Lappia lukuun ottamatta. Aitokorpien esiintymisen painopisteitä ovat alun perin olleet Ahvenanmaa, Uusimaa, Järvi-Suomi, Pohjois-Karjala, Kainuu, Lapin kolmio ja Kuusamon seutu. Ojitusten myötä esiintymisen alueelliset painopisteet ovat muuttuneet ja hämärtyneet, ja VMI10-tulosten mukaan painopiste on siirtynyt enemmän Pohjois-Suomeen (taulukko 1).

Pinta-ala

Koko maa: 160 000 ha

Pinta-ala-arvio perustuu VMI10-tuloksiin (taulukko 1, keskivirheitä ei ole laskettu). VMI10:ssä käytetään Laineen ja Vasanderin (2005) suoluokittelua. VMI10:ssä metsäkortekorvet on luettu mustikkakorpiin ja muurainkorvet puolukkakorpiin (Juha-Pekka Hotanen, Metsäntutkimuslaitos, suull. tiedonanto 2012). Laine ja Vasander (2005) mainitsevat, että myös puolukkakangaskorvet luettaisiin puolukkakorpiin, mutta käytännön soveltamisesta ei ole tietoa (Juha-Pekka Hotanen, Metsäntutkimuslaitos, suull. tiedonanto 2012). VMI10-tulosten mukaan (Metsäntutkimuslaitos 2009a) ojittamattomia mustikkakorpiä on Lapin eteläpuolella 82 600 ha ja Lapissa 27 200 ha ja ojittamattomia puolukkakorpiä Lapin eteläpuolella 22 400 ha ja Lapissa 28 100 ha.

Aitokorpien alatyypeistä selvästi harvinaisin ja uhanalaisin on metsäkortekorvet. Niiden pinta-alaa ei saa erikseen VMI-tilastoista.

Taulukko 1. Ojittamattomien aitokorpien pinta-ala (ha) ja suojelutilanne suo- ja turvemaiden strategiahankkeen (Soiden ja turvemaiden kansallista strategiaa valmistellut työryhmä 2011) aluejaon mukaisesti. Lähde: Metsäntutkimuslaitos 2009a.

Suostrategian alue	Suojeltu*	Suojelematon	Yhteensä	Suojelu-%
Etelä-Suomi	2 500	9 900	12 500	20,0
Länsi-Suomi	1 700	19 500	21 100	8,1
Itä-Suomi	1 300	31 200	32 500	4,0
Pohjanmaa-Kainuu	5 400	33 500	38 900	13,9
Edelliset yhteensä	10 900	94 100	105 000	10,4
Lappi	13 600	41 800	55 300	24,6
Koko maa	24 600	135 600	160 200	15,4

* Suojeltuihin alueisiin on luettu laskelmissa luonnonsuojelulakiin perustuvat suojelualueet maisemansuojelualueita lukuunottamatta, erämaa-alueet, valtion retkeilyalueet, muut lakiin perustuvat luonnonsuojelualueet, Metsähallituksen suojelumetsät sekä suojeluun varatuista alueista kansallis- ja luonnonpuistojen kehittämissuojeluohjelman, lehtojensuojeluohjelman, vanhojen metsien suojeluohjelman, rantojensuojeluohjelman, lintuvesiensuojeluohjelman ja harjijensuojeluohjelman kohteet.

Yhteydet hallinnollisiin luokitteluihin

Luonnonsuojelulain luontotyyppit (29 §): ei vastaavuutta

Metsälain erityisen tärkeät elinympäristöt (10 §): Kitumaan korpia, lähinnä puolukkakorpia, voi sisältyä metsälain erityisen tärkeään elinympäristöön *vähäpuustoiset suot*. Elinympäristöön *pienvesien välittömät lähiympäristöt* voi sisältyä myös aitokorpia.

Karukkokankaita puuntuotannollisesti vähätuottoisemmat suot ovat metsälain erityisen tärkeitä elinympäristöjä, mutta niitä ei ole laissa määritetty suotyypin tarkkuudella. Metsälain perusteluissa tähän elinympäristöön on kirjattu kuuluviksi esimerkiksi kitu- ja joutomaiden karut korvet. Meriluodon ja Soinisen (1998) mukaan niitä voi olla puolukkakorvissa. Luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnin suoasiantuntijaryhmän mukaan tähän elinympäristöön voivat aitokorvista käytännössä kuulua lähinnä Pohjois-Suomen puolukkakorvet.

Vesilain suojaamat pienvesityypit (2 luku 11 §): ei vastaavuutta

Luontodirektiivin luontotyyppit: Aitokorvet sisältyvät luontodirektiivin luontotyyppiin *puustoiset suot*. Niitä voi esiintyä myös päällekkäisenä luontotyyppien *keidassuot, muuttuneet ennallistamiskelpoiset keidassuot ja aapasuot* kanssa.

METSO-ohjelman valintaperusteet

Aitokorvet sisältyvät METSO- elinympäristöön *puustoiset suot ja soiden metsäiset reunat* (METSO:n valintaperustetyöryhmä 2008). Aitokorpia voi sisältyä myös METSO-elinympäristöihin *pienvesien lähimetsät* ja todennäköisesti myös elinympäristöön *maankohoamisrannikon monimuotoisuuskohteet*.

METSO-toimenpiteiden kohdistumista korpiin ei tilastoida erikseen, joten käytettävissä ei ole tietoa missä määrin METSO-toimenpiteet (pysyvä tai määräaikainen suojele, ympäristötukisopimukset ja luonnonhoitohankkeet) ovat kohdistuneet aitokorpiin. METSO-tavoitteet ja totetuma *puustoisille soille ja soiden metsäisille reunoille* on esitetty raportin luvussa 2.3.2.

Metsäsertifiointi ja metsänhoitosuosituks

Ojittamattomat korvet ovat kestävän metsänhoidon PEFC-standardin (Suomen PEFC-standardi 2009b) mukaisia luonnonsuojellisesti arvokkaita elinympäristöjä (kriteeri 10). Näiltä korvilta edellytetään kuitenkin vähintään 20 m³/ha lahonnutta ja kuollutta puustoa. Ojittamattomalla tarkoitetaan tässä yhteydessä myös sellaisia ojitetuista korpia, joissa ojituksilla ei ole enää kuivattavaa vaikutusta. Standardin mukaan ojittamattomat korvet tulisi jättää ojittamatta. Niiden puustoa voidaan kuitenkin käsitellä harvennus- ja väljennyshakkuin sekä yksittäisiä puita poistamalla. Kriteerien vaatimukset täyttyvät, kun yhden hehtaarin laajuiset ja sitä pienemmät elinympäristöt rajataan kokonaisuudessaan toimenpiderajoitusten mukaisesti. Yli hehtaarin laajuisissa kohteissa rajataan yhden hehtaarin suuruinen alue toimenpiderajoitusten mukaisesti.

PEFC-kriteerien (kriteeri 11) mukaan luonnontilaisten ja harvinaistuneiden suotyypin säilyminen turvataan eikä luonnontilaisia soita uudisojiteta. Harvennushakkuin säännöllisesti hoidettua metsää, joka ei sisälly kriteerissä 10 määriteltyihin erityisen arvokkaihin elinympäristöihin, ei pidetä kriteerien tarkoittamana luonnontilaisena suona. Uudisojituksella ei tarkoiteta yksittäisten laskuojien tekoa luonnontilaisille soille välttämättömistä ojitusteknisistä syistä. Kunnostusojitusalueisiin sisältyviä ojittamattomia suoalueen osia voidaan ojittaa, mikäli se on tarkoituksenmukaista ojitusalueen vesitalouden järjestelyn kannalta, eikä se vaaranna merkittävästi kunnostusojitusalueella suo- ja metsäluonnon monimuotoisuutta.

FSC-standardin (Suomen FSC-standardi 2011, kriteeri 6.4.1.2) mukaan vesitaloudeltaan luonnontilaiset ja luonnontilaisen kaltaiset korvet ovat säästettäviä kohteita. Standardin mukaan velvoite ei koske niitä hakkuin käsiteltyjä korpia, joita ei ole luokiteltu uhanalaiseihin suotyyppeihin omalla tarkastelualueellaan (Etelä-Suomi, Pohjois-Suomi). Näiden mahdollinen käsittely tapahtuu standardin mukaan vesitalouteen puuttumatta poiminta-, kaistale- tai pienaukkohakkuin. Etelä-Suomessa alueellisesti uhanalaisia ovat kaikki aitokorvet, Pohjois-Suomessa vain alatyypin metsäkortekorvet (Kaakinen ym. 2008a).

Hyvän metsänhoidon suosituksissa turvemaille (Ruotsalainen 2007) ojittamattomat korvet suositellaan jätettävän kunnostusojituksessa kaiken toiminnan ulkopuolelle ja kohteen ympärille suositellaan jätettäväksi riittävän laaja suoja-alue. Arvokkaan elinympäristön turvaamiseksi suositellaan myös tarvittaessa tukkimaan oja vesitalouden säilyttämiseksi.

Metsähallituksen metsätalouden ympäristöoppaan (Päivinen ym. 2011; lisätietoa Erkki Hallman, Metsähallitus, kirj. tiedonanto 21.10.2010) mukaan luontokohtaisiin, joilla ei harjoiteta metsätaloutta, luetaan mm. alueellisesti uhanalaiset korpityypit, mikäli ne ovat vesitaloudeltaan ja puustoltaan luonnontilaisia

tai luonnontilaisen kaltaisia. Aitokorpiä voi sisältyä myös luontokohteina ojittamattomiin kitumaan soihin. Lisäksi todetaan, että toimenpidesuunnittelussa ja toteutuksessa kangasmaiden sisällä olevat ja niihin rajoittuvat pienet, vesitaloudeltaan luonnontilaiset korpipainanteet jätetään pääsääntöisesti säästökohteiksi, ja vesitaloudeltaan luonnontilaisten puronvarsikorpien luonnonvirtaamaa ei muuteta. Vesitaloudeltaan luonnontilaisilla, mutta puustoltaan käsitellyillä metsämaan soilla pyritään toimimaan siten, että suon vesitalouteen vaikutetaan mahdollisimman vähän.

Suojelutilanne

Suojeltujen esiintymien osuus Etelä-Suomessa: LuTU-hankkeelle tehtyjen VMI-laskelmien (koskee ajanjaksoa 1996–2003; Metsäntutkimuslaitos 2005) mukaan Etelä-Suomen suojelualueilla oli aitokorpiä (ojittamattomia ja ojitettuja) kaikkiaan 11 700 ha, eli 3,4 % (ojittamattomien ja ojitettyjen) aitokorpien kokonaismäärästä. Ojittamattomia aitokorpiä Etelä-Suomen suojelualueilla oli 10 800 ha, eli 10,8 % ojittamattomien aitokorpien kokonaismäärästä.

Suo- ja turvemaiden strategiahankkeelle laskettujen VMI10-tulosten mukaan (koskee ajanjaksoa 2004–2008; Metsäntutkimuslaitos 2009a, taulukko 1) ojittamattomista aitokorvistä oli Lapin eteläpuolella suojelualueilla 10 900 ha eli 10,4 % ojittamattomien aitokorpien kokonaismäärästä. Laskelmissa suojelualueisiin on luettu luonnonsuojelulain nojalla suojeltujen alueiden ja suojeluohjelmakohteiden lisäksi muun muassa erämaa-alueet, joilla ei tehdä metsätaloustoimia.

Hallmanin (2012) mukaan kaikkien korpien, nevakorpien ja lettokorpien (ojitettyjen ja ojittamattomien) pinta-ala METSO-alueen valtion mailla on 126 939 ha. Tästä suojelualueilla on 23 223 ha (18 %) ja talousmetsien säästökohteina 16 139 ha (13 %), yhteensä 39 362 ha (31 %).

Hallmanin (2012) mukaan METSO-alueen valtionmaidien suojelluista korvistä reheviä korpiä (lehtomaiset ja lettosuot, ruohoiset) on 38 % ja karumpia (mustikkaiset ja suursaraiset, puolukkaiset ja pien-saraiset) on 62 %. Suojelualueiden korvistä ojittamattomia on runsaat 15 000 ha (66 %) ja ennallistettuja 2 000 ha (9 %).

Suojeltujen esiintymien osuus Pohjois-Suomessa: Luontotyyppien uhanalaisuuden arviointihankkeelle tehtyjen VMI9-laskelmien mukaan Pohjois-Suomen suojelualueilla oli aitokorpiä (ojittamattomia ja ojitettuja) kaikkiaan 15 700 ha, eli 19,7 % (ojittamattomien ja ojitettyjen) aitokorpien kokonaismäärästä (Metsäntutkimuslaitos 2005). Ojittamattomia aitokorpiä Pohjois-Suomen suojelualueilla oli 15 300 ha, eli 26,4 % ojittamattomien aitokorpien kokonaismäärästä.

Suo- ja turvemaiden strategiahankkeelle laskettujen VMI10-tulosten mukaan (Metsäntutkimuslaitos 2009a, taulukko 1) ojittamattomia aitokorpiä oli Lapissa suojelualueilla 13 600 ha eli 24,6 % ojittamattomien aitokorpien kokonaismäärästä.

Hoito- ja ennallistamistarve

Hoito- ja ennallistamistarve Etelä-Suomessa: kohtalainen

Hoito- ja ennallistamistarve Pohjois-Suomessa: vähäinen

Ennallistamisessa lähtökohtana on vedenpinnan tason ja vesien virtauksen palauttaminen alkuperäisen kaltaiseksi. Toimenpiteinä on ojien patoaminen tai tukkiminen.

Mikäli turvattavalla kohteella on jokunen vanha oja, joka vaikuttaa kohteen vesitalouteen, voi yksittäistapauksissa olla tarpeen edistää vesitalouden palautumista aktiivisilla toimilla. Etenkin Etelä-Suomessa saattaa olla tilanteita, joissa ojittamattomankin aitokorpikohteen vesitaloutta heikentävät kohteen ulkopuoliset ojitukset, mikä saattaa aiheuttaa kohteen kuivahtamista ja suolajiston taantumista. Metsätaloussuunnittelun ja kunnostusojitussuunnittelun yhteydessä on syytä tutkia mahdollisuudet parantaa turvattavan kohteen luonnontilaa esimerkiksi yksittäisiä ojia tukkimalla tai johtamalla vesiä suokohteelle. Mikäli puustorakenne ei ole aiempien hakkuiden takia täysin luonnontilainen, voi sen jättää palautumaan itsestään.

Suojelutilanteen parantaminen

Keinot suojelutilanteen parantamiseksi: Lisääminen metsälain 10 § erityisen tärkeisiin elinympäristöihin ja rajaaminen riittävän laaja-alaisena. Keskeisten ominaispiirteiden turvaaminen, ottaen huomioon erityisesti vesitalous, pienilmasto, puustorakenne (mukaan lukien kuolleet puut, kelo- ja maapuut), kasvillisuus ja maaperä (ei maaperän käsittelyä ja ajouria).

Lisäksi aitokorpien turvaamisen kannalta on keskeistä edistää laajempien korpikuvioiden ja hydrologisten suokokonaisuuksien turvaamista (METSO, suojeluohjelma) ja aitokorpien huomioon ottaminen metsätalouden suunnittelussa ja käytännön toteuttamisessa (metsänhoitosuositukset, metsäsertifointi).

Myös aiemmin hakkuun kohteena olleet ojittamattomat kohteet tulisi turvata aiempaa paremmin ja metsäsuunnittelun yhteydessä kiinnittää huomiota mahdollisuuksiin ennallistaa suojellisesti arvokkaita kohteita (esim. METSO-luonnonhoidon lisääminen).

Pelkkä rajatun alueen säilyttäminen koskemattomana ei kuitenkaan ole riittävä tae luontotyyppin säilymiselle, vaan huomiota on kiinnitettävä myös alueen ulkopuolella tehdyn maankäytön vaikutuksiin vesitalouteen ja pienilmastoon.

Yhteydet lajisuojeluun

Viimeisimmän lajien uhanalaisuusarvioinnin (Rassi ym. 2010) mukaan uhanalaisista lajeista 11 on ensisijaisia korpilajeja (erittelemättä alatyyppejä tarkemmin). Lisäksi 43 uhanalaiselle lajille korvet on toissijainen elinympäristö. Silmälläpidettävistä 14 on ensisijaisia korpilajeja ja 41 toissijaisia. Ensi- ja toissijaiset uhanalaiset korpilajit ovat pääasiassa sammalia, etenkin maksasammalia, jäkäliä ja putkilokasveja, mutta uhanalaisten lajien joukossa on myös useita hyönteisiä.

Korpien kosteus ja varjoisuus ovat keskeisiä ympäristötekijöitä uhanalaisille maksasammalille (esim. hitupihtisammal *Cephalozia macounii*, kantopihtisammal *Cephalozia catenulata*, korpikaltiosammal *Harpanthus scutatus*, kantokinnassammal *Scapania apiculata*, kantopaausammal *Calypogeia suecica* ja etelänraippasammal *Anastrophyllum michauxii*). Niiden olemassaoloa uhkaa paitsi jäljellä olevien esiintymispaikkojen tuhoutuminen, myös ympäristön maankäytön aiheuttamat pienilmaston muutokset, ojitukset, purojen perkaukset sekä lahoppuun väheneminen (Aapala 2001a, 2001b; Rassi ym. 2010). Monet korpien uhanalaisista maksasammalista ovat myös kansainvälisiä vastuulajeja (etelänraippasammal, kantopaausammal, korpikaltiosammal, hitupihtisammal, kantokinnassammal) (Rassi ym. 2001). Uhanalaisista lehtisammalista esimerkkejä ovat korpiohtosammal (*Herzogiella turfacea*) ja pohjansompasammal (*Splachnum melanocaulon*).

Myös uhanalaisille ja silmälläpidettäville kuusen epifyyttijäkälille, esim. kuusenpiilojäkälälle (*Arthonia leucopellaea*), takkukahkajäkälälle (*Evernia divaricata*) ja aarnilupolle (*Bryoria nadvornikiana*), pienilmastoltaan kosteat korpijuotit ovat tärkeitä kasvupaikkoja.

Luontodirektiivin liitteiden II tai IV lajeista aitokorvet voivat olla elinympäristönä pohjanharmoyököselle (*Xestia borealis*), hitupihtisammalelle, korpiohtosammalelle ja kourukinnassammalelle (*Scapania carianthiaca*).

Lintudirektiivin liitteen I lajeista korvet ovat pyyn, sinirinnan (*Luscinia svecica*), pohjantikan ja metson tärkeitä elinympäristöjä. Linnuista myös pohjansirkku ja pikkusirkku ovat tyyppillistä korpilajistoa.

Biologinen kuvaus

Aitokorvet ovat mätäspintaisia tai mosaiikkikasvustoisia soita, joissa kuusi on yleensä valtapuu, mutta koivua tai karummilla paikoilla mäntyä kasvaa usein sekapuuna. Myös harmaaleppää, haapaa tai raitaa voi kasvaa niukasti. Aitokorvissa kuusen valta-asema on kangaskorpien ohella korpityypeistä selvin. Harvan pensaskerroksen tyyppillisiä lajeja ovat pajut (*Salix* spp.), pihlaja (*Sorbus aucuparia*), paatsama (*Rhamnus frangula*) ja kataja (*Juniperus communis*). Kenttakerroksessa vallitsevat varvut, runsaimpina mustikka (*Vaccinium myrtillus*) ja puolukka (*V. vitis-idaea*). Myös pallosara (*Carex globularis*), metsäkorte (*Equisetum sylvaticum*) ja muurain (*Rubus chamaemorus*) ovat yleisiä. Pohjakerroksessa on lähes yhtenäinen rahkasammalpeite, jossa valtalajeina ovat korpilahkasammal (*Sphagnum girgensohnii*), rämerahkasammal (*S. angustifolium*) ja varvikkorahkasammal (*S. russowii*). Mätäspinnoilla ja puiden tyvillä on tyyppisesti korpikarhunsammalta (*Polytrichum commune*), seinäsammalta (*Pleurozium schreberi*), metsäkerrossammalta (*Hylocomium splendens*) tai kynsisammallajeja (*Dicranum* spp.). Lajistossa ei ole juurikaan luhtaisuuden ja/tai lähteisyyden ilmentäjiä eikä vaateliaampia korpi- ja lehtokasveja. Aitokorvet voidaan jakaa kenttakerroksen valtalajin perusteella mustikka-, metsäkorte-, puolukka- ja muurainkorpiin.

Mustikkakorvissa valtarpu on mustikka, mutta myös puolukkaa esiintyy yleisesti. Rämearpuja on vain niukasti. Ruohoja ja heiniä on yleisesti, mutta niukasti. Tyyppillisimpiä ovat tuoreilla kankailakin kasvavat ruohot kuten metsätähti (*Trientalis europaea*), oravanmarja (*Maianthemum bifolium*) ja metsäalvejuuri (*Dryopteris carthusiana*). Myös metsäkorte, muurain ja pallosara ovat mustikkakorvissa tavallisia, joskin niukkoja. Myös tyyppillisiä korpisaroja, kuten hentosaraa (*Carex disperma*) ja korpisaraa (*C. loliacea*), voi esiintyä. Sammalkerros on melko yhtenäinen. Pohjakerroksessa alimmilla pinnoilla vallitsevat rahkasammalet, valtalajeina korpi- ja rämerahkasammal, Pohjanmaalla ja Peräpohjolassa myös varvikkorahkasammal. Yleisesti tavataan myös kangas- (*Sphagnum capillifolium*) ja punarahkasammalta (*S. magellanicum*) sekä jonkin verran vaalea- (*S. centrale*) ja pallopäärakahkasammalta (*S. wulfianum*).

Metsäkortekorvet ovat keskimäärin hieman vaateliaampia ja ohutturpeisempia kuin muut aitokorvet. Lievästi luhtaisilla ja/tai lähteisillä kasvupaikoilla on mosaiikkikasvustoisuutta. Mätäspinnan ohella esiintyy pienialaisesti väli- ja rimpipintaisuutta. Kenttäkerroksen valtalaji on metsäkorte. Erottavana piirteenä muurainkorpiin on useiden reheviä paikkoja suosivien ruoho- ja saralajien, esimerkiksi suo- (*Viola palustris*) ja korpiorvokin (*V. epipsila*), käenkaalin (*Oxalis acetosella*), metsäalvejuuren ja hentosaran esiintyminen. Varpuja on niukemmin kuin muissa aitokorpien alatyypeissä. Pohjakerroksen valtalajeja ovat korpi-, räme- ja varvikkorahkasammal. Lisäksi voi esiintyä pallopäärahkasammalta. Vaateliaampaa lajistoa edustaa vaalearahkasammal. Haprarahkasammal (*Sphagnum riparium*) on yleisin heikon luhtaisuuden/lähteisyyden edustaja.

Puolukkakorvet ovat mustikkakorven kaltaisia, mutta karumpia ja melko kuivia, mätäspintaisia soita. Puusto on kuusivaltaista, mutta sekapuuna on mäntyä enemmän kuin muilla aitokorpietyypeillä. Koivua on vähemmän kuin mustikkakorvissa. Pensaskerros on niukempi kuin muissa aitokorvissa, lähinnä pajuja tai pihlajaa voi esiintyä jonkin verran. Puolukka on tavallisesti kenttäkerroksen valtalaji. Puolukan ja mustikan ohella kasvaa laikuittain rämevarpuja, kuten suopursua (*Ledum palustre*), variksenmarjaa (*Empetrum nigrum*) ja juolukkaa (*Vaccinium uliginosum*). Pallosaraa on yleisesti. Ruohoja on niukemmin kuin mustikkakorvissa. Pohjakerroksessa tavataan seinä- ja metsäkerrossammalta, kynsisammallajeja, korpikarhunsammalta, räme-, varvikko- ja kangasrahkasammalta, mutta niukemmin korpilahkasammalta.

Muurainkorvet ovat kosteampia ja karumpia kuin mustikkakorvet. Niillä on selvää mätäs- ja välipintojen, jopa rimpipintojen, vaihtelusta johtuvaa mosaiikkikasvustoisuutta. Kenttäkerroksessa muurain on valtalaji, mutta myös pallosaraa, tupasvillaa (*Eriophorum vaginatum*) ja metsäkortetta tavataan säännöllisesti. Myös varpuja, etenkin mustikkaa ja puolukkaa esiintyy, mutta niukemmin kuin mustikka- ja puolukkakorvissa. Välipinnalle luonteenomaisia ovat harmaasara (*Carex canescens*) ja jokapaikansara (*C. nigra*). Pohjakerroksessa korpikarhunsammalen osuus voi olla huomattava. Räme- ja varvikkorahkasammalta on yleisesti. Korpilahkasammalella ei ole samanlaista valta-asemaa kuin mustikkakorvissa.

LIITE 2/2

Nevakorvet

Määritelmä

Nevakorpiin luetaan kaikki nevakorpien alatyypit: sarakorvet, juolasarakorvet ja tupasvillakorvet (Kaakinen ym. 2008b). Lisäksi turvattavaan nevakorpeen luetaan mukaan siihen rajoittuvat kangaskorvet. Luontotyyppin kohteet ovat ojittamattomia tai niillä voi olla yksittäisiä, vanhoja ojia, joilla ei ole enää kuivattavaa vaikutusta tai vaikutus on vähäinen. Luontotyyppiin luetaan puustoltaan luonnontilaiset kohteet, sekä luonnontilaisen kaltaiset kohteet, joilla on tehty poiminta- tai harvennushakkuuta.

Uhanalaisuus

Nevakorvista uhanalaisimpia ovat juolasarakorvet ja tupasvillakorvet, jotka ovat koko maassa ja Etelä-Suomessa (hemi-, etelä- ja keskiboreaalin vyöhyke) erittäin uhanalaisia (EN; Kaakinen ym. 2008a, 2008b). Juolasarakorpiä ei esiinny Pohjois-Suomessa. Sarakorvet ovat vaarantuneita Etelä-Suomessa, ja Pohjois-Suomessa ja koko Suomessa ne on arvioitu silmälläpidettäviksi.

	Koko maa	Etelä-Suomi	Pohjois-Suomi
Nevakorvet			
Sarakorvet	NT	VU	NT
Juolasarakorvet	EN	EN	-
Tupasvillakorvet	EN	EN	NT

Uhanalaistumisen syyt

Ojitus, metsien uudistamis- ja hoitotoimet, pellonraivaus, vesirakentaminen (ml. purojen perkaus), turpeenotto, rakentaminen (ml. tiet).

Merkittävin vähenemisen syy on ollut ojitus metsätalouden tarpeisiin. Korpiset suot ovat olleet viljavina ja ohutturpeisina soina suosittuja ja taloudellisesti kannattavia ojituskohteita jo metsäojitustoiminnan alusta lähtien. Luontotyyppien uhanalaisuusarviointia varten laskettujen VMI9-tulosten mukaan (Metsäntutkimuslaitos 2005) Etelä-Suomen nevakorvista on ojitettu 56 %, Pohjois-Suomessa 13 % ja koko maassa 39 %. Ojituspinta-aloissa ei ole voitu ottaa huomioon poistumaa turvekankaiksi ja kankaiksi sekä esimerkiksi pelloiksi.

1950-luvulla ojittamattomia nevakorpiä oli koko maassa VMI3-tulosten mukaan noin 253 300 ha (Ilvessalo 1957), kun niitä suo- ja turvemaiden strategiahankkeelle laskettujen VMI10-tulosten (2005–2008) mukaan on noin 109 300 ha (Metsäntutkimuslaitos 2009a). Vähenemä olisi tämän mukaan koko maassa 57 %.

Metsäojitustoiminnan lisäksi esimerkiksi keidassoiden laiteiden nevakorpiä raivattiin jo varhain viljelykseen, ja myös rakentaminen, turpeenotto ja purojen perkaukset ovat niitä hävittäneet. Luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnin suoryhmän mukaan niiden määrän on arvioitu vähentyneen Etelä-Suomessa (LuTU-aluejako) lähes 80 % ja Pohjois-Suomessa noin 50 %.

Ojittamattomien sarakorpien ominaispiirteitä ovat etenkin Etelä-Suomessa heikentäneet jossain määrin myös hakkuut ja niihin liittyvät maanmuokkaukset, tosin vähemmässä määrin kuin esim. aitokorvilla. Hakkuun myötä puuston rakenteellinen monimuotoisuus vähenee (mm. puuston ikä- ja kokorakenne tasoittuu) ja lahoppuun ja lehtipuun määrä vähenee. VMI9:n mukaan 28 %:lla ojittamattomista ruohoisista sarakorvistä ja 37 %:lla varsinaisista sarakorvistä oli tehty hakkuuta viimeisen 30 vuoden aikana. Noin 10 %:lla ojittamattomista ruohoisista sarakorvistä ja noin 20 %:lla varsinaisista sarakorvistä oli tehty hakkuuta viimeisen 10 vuoden aikana (taimikonhoitoa, ylispuiden poistoa, harvennusta). VMI9:n mukaan ojittamattomiin tupasvillakorpiin ei ollut kohdistunut metsänhoitotoimenpiteitä.

Ojittamattomien nevakorpien vesitalous on voinut muuttua myös etäämmällä valuma-alueella tehtyjen toimenpiteiden etävaikutusten takia.

Tupasvillakorpien ja etenkin juolasarakorpien uhanalaisuutta lisäävät niiden harvinaisuus ja pienialaisuus.

Uhkatekijät

Metsien uudistamis- ja hoitotoimet, vanhojen ojitus- ja kunnostusojitusten vaikutukset, rakentaminen (ml. tiet), turpeenotto, purojen perkaukset.

Korpien uudisojitusta ei enää juuri tehdä. Kuitenkin jäljellä olevia, usein pienialaisia nevakorpiä uhkaavat edelleen metsätaloustoimenpiteiden sekä vanhojen ojitusten ja kunnostusojitusten vaikutukset. Kunnostusojitusten yhteydessä aiemmin säästyneitä pirstaleita voi tulla ojitetuiksi tai säilyneet korven ominaispiirteet voivat heikentyä etävaikutusten takia. Ojittamattomia nevakorpiä voidaan myös edelleen käsitellä hakkuin ja maanmuokkauksin, varsinkin, jos ne ovat runsaspuustoisia ja niitä on jo aiemmin käsitelty hakkuin.

Nevakorpiä voi edelleen tuhoutua esimerkiksi rakentamisen seurauksena, ja niiden vesitalouteen voivat vaikuttaa myös muualla suon valuma-alueella tehtyjen toimenpiteiden etävaikutukset (esim. kunnostusojitukset, turpeenotto, purojen perkaus).

Keskeiset ominaispiirteet luonnontilaisella kohteella (tavoitetila)

Rakenne: Harvahko kuusi- tai lehtipuuvaltainen puusto, (yleensä) erirakenteinen, ryhmittäin esiintyvä puusto, lahoppuuston esiintyminen, luonteenomainen mätäs-, väli- ja rimpipinnan vaihtelu, suolajiston vallitsevuus (erityisesti korpi-, neva- ja luhtalajisto).

Toiminta: Luonnontilainen vesitalous, kostea pienilmasto, turpeen muodostuminen, luontainen puustodynamiikka.

Levinneisyys

Nevakorpiä määrällisesti selvästi yleisimpiä ovat sarakorvet, joita esiintyy koko maassa. Ne ovat olleet tavallisimpia Suomenlahden ja Pohjanlahden rannikkoalueella sekä muualla Pohjanmaalla laajemminkin. Lapin kolmiossa niitä on ollut runsaasti. Ojitukset ja muu maankäyttö ovat vähentäneet voimakkaaimmin Etelä-Suomen pienialaisia esiintymiä, ja pohjoisempina suurempien suoyhdistymien yhteydessä sijaitsevat laajemmat sarakorvet ovat säilyneet paremmin. Esiintymisen painopiste lieneekin siirtynyt aikaisempaa pohjoisemmaksi eteläiseen Lappiin (taulukko 1).

Juolasarakorpiä esiintyy harvinaisena keidassuoalueella sekä Pohjanmaalla ja Kainuussa. Tupasvilla-korpiä esiintyy vähälukuisena ja pienialaisesti koko maassa Tunturi-Lappia lukuun ottamatta.

Pinta-ala

Koko maa: 109 000 ha

Pinta-ala-arvio perustuu VMI10-tuloksiin (taulukko 1, keskivirheitä ei ole laskettu). VMI10-suoluokittelussa nevakorvet on jaettu kahteen alatyyppiin, ruohoisiin ja varsinaisiin sarakorpiin. VMI10-tulosten mukaan (Metsäntutkimuslaitos 2009a) ojittamattomia varsinaisia sarakorpiä on Lapin eteläpuolella 11 600 ha ja Lapissa 25 800 ha, ja ojittamattomia ruohoisia sarakorpiä Lapin eteläpuolella 22 400 ha ja Lapissa 49 500 ha. Luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnissa käytetyn luokittelun suotyypit jakaantuvat VMI:n ruohoisiin ja varsinaisiin sarakorpiin sen mukaisesti, onko niillä ruohoisuuden indikaattoreita vai ei (Juha-Pekka Hotanen, Metsäntutkimuslaitos, suull. tiedonanto 2012). Laineen ja Vasanderin (2005) mukaan tupasvillakorvet luetaan varsinaisiin sarakorpiin.

Taulukko 1. Ojittamattomien nevakorpien pinta-ala (ha) ja suojelutilanne suo- ja turvemaiden strategiahankkeen (Soiden ja turvemaiden kansallista strategiaa valmistellut työryhmä 2011) aluejaon mukaisesti. Lähde: Metsäntutkimuslaitos 2009a.

Suostrategian alue	Suojeltu*	Suojelematon	Yhteensä	Suojelu-%
Etelä-Suomi	600	3 900	4 600	13,0
Länsi-Suomi	1 000	5 400	6 400	15,6
Itä-Suomi	700	6 300	7 000	10,0
Pohjanmaa-Kainuu	2 900	13 100	16 000	18,1
Edelliset yhteensä	5 200	28 700	34 000	15,3
Lappi	30 300	45 200	75 300	40,2
Koko maa	35 500	73 800	109 300	32,5

* Suojeltuihin alueisiin on luettu laskelmissa luonnonsuojelulakiin perustuvat suojelualueet maisemasuojelualueita lukuunottamatta, erämaa-alueet, valtion retkeilyalueet, muut lakiin perustuvat luonnonsuojelualueet, Metsähallituksen suojelumetsät sekä suojeluun varatuista alueista kansallis- ja luonnonpuistojen kehittämissuojelun, soidensuojeluohjelman, lehtojensuojeluohjelman, vanhojen metsien suojeluohjelman, rantojensuojeluohjelman, lintuvesiensuojeluohjelman ja harjijensuojeluohjelman kohteet.

Yhteydet hallinnollisiin luokitteluihin

Luonnonsuojelulain luontotyyppit (29 §): ei vastaavuutta

Metsälain erityisen tärkeät elinympäristöt (10 §): Osa jouto- ja kitumaan nevakorvista voi periaatteessa sisältyä metsälain erityisen tärkeään elinympäristöön *karukkokankaita puuntuotannollisesti vähätuottoisemat suot*. Käytännössä tulkinta tähän tyyppiin on kuitenkin epäselvä (ks. myös Silver ym. 2008). Meriluodon ja Soinisen (1998) luettelo ohjeellisista suotyypeistä, jotka voivat tulla kysymykseen metsälain elinympäristöinä, sisältää kasvupaikkatyyppiltään karut suot: rahkaiset, piensaraiset ja puolukkaist sekä tupasvillaiset ja isovarpuiset korpi-, räme- ja nevatyyppit. Nevakorvet puuttuvat luettelosta. Toisaalta oppaassa todetaan lisäksi, että ruohoinen tai suursarainen avo- tai puustoinen suo voi olla metsälain tarkoittama vähäpuustoinen suo, mutta ei tarkenneta missä tapauksessa. Toisaalta samassa oppaassa luetellaan ruohoiset suotyypit (esim. ruohoinen sarakorpi) muiksi arvokkaiksi elinympäristöiksi, joiden luonnonarvot tulisi turvata metsälakiin liittyvän yleisen velvoitteen ja hyvän metsänhoidon suositusten mukaisesti metsänomistajan omalla päätöksellä.

Elinympäristöön *pienvesien välittömät lähiympäristöt* voi sisältyä myös nevakorpia.

Vesilain suojaamat pienvesityypit (2 luku 11 §): ei vastaavuutta

Luontodirektiivin luontotyyppit: Nevakorvet sisältyvät luontodirektiivin luontotyyppiin *puustoiset suot*. Niitä voi esiintyä myös päällekkäisenä luontotyyppien *keidassuot, muuttuneet ennallistamiskelpoiset keidassuot* ja *aapasuot* kanssa.

METSO-ohjelman valintaperusteet

Nevakorvet sisältyvät METSO- elinympäristöön *puustoiset suot ja soiden metsäiset reunat* (METSON valintaperustetyöryhmä 2008). Aitokorpia voi sisältyä myös METSO- elinympäristöihin *pienvesien lähimetsät* ja todennäköisesti myös elinympäristöön *maankohoamisrannikon monimuotoisuuskohteet*.

METSO-toimenpiteiden kohdistumista korpiin ei tilastoida erikseen, joten käytettävissä ei ole tietoa missä määrin METSO-toimenpiteet (pysyvä tai määräaikainen suojele, ympäristötukisopimukset ja luonnonhoitohankkeet) ovat kohdistuneet nevakorpiin. METSO-tavoitteet ja toteutuma *puustoisille soille ja soiden metsäisille reunoille* on esitetty raportin luvussa 2.3.2.

Metsäsertifiointi ja metsänhoitosuosituks

Ojittamattomat korvet ovat kestävän metsänhoidon PEFC-standardin (Suomen PEFC-standardi 2009b) mukaisia luonnonsuojelullisesti arvokkaita elinympäristöjä (kriteeri 10). Näiltä korvilta edellytetään kuitenkin vähintään 20 m³/ha lahonnutta ja kuollutta puustoa. Ojittamattomalla tarkoitetaan tässä yhteydessä myös sellaisia ojittettuja korpia, joissa ojituksilla ei ole enää kuivattavaa vaikutusta. Standardin mukaan ojittamattomat korvet tulisi jättää ojittamatta. Niiden puustoa voidaan kuitenkin käsitellä harvennus- ja väljennyshakkuin sekä yksittäisiä puita poistamalla. Kriteerien vaatimukset täyttyvät, kun yhden hehtaarin laajuiset ja sitä pienemmät elinympäristöt rajataan kokonaisuudessaan toimenpiderajoitusten mukaisesti. Yli hehtaarin laajuisissa kohteissa rajataan yhden hehtaarin suuruinen alue toimenpiderajoitusten mukaisesti.

PEFC-kriteerien (kriteeri 11) mukaan luonnontilaisten ja harvinaistuneiden suotyypin säilyminen turvataan eikä luonnontilaisia soita uudisojiteta. Harvennushakkuin säännöllisesti hoidettua metsää, joka ei sisälly kriteerissä 10 määriteltyihin erityisen arvokkaisiin elinympäristöihin, ei pidetä kriteerien tarkoittamana luonnontilaisena suona. Uudisojituksella ei tarkoiteta yksittäisten laskuojien tekoa luonnontilaisille soille välttämättömistä ojitusteknisistä syistä. Kunnostusojitusalueisiin sisältyviä ojittamattomia suoalueen osia voidaan ojittaa, mikäli se on tarkoituksenmukaista ojitusalueen vesitalouden järjestelyn kannalta, eikä se vaaranna merkittävästi kunnostusojitusalueella suo- ja metsäluonnon monimuotoisuutta. Sertifiointikriteeristöissä harvinaistuneisiin suotyyppeihin sisältyvät nevakorvista *Nigra*-nevakorvet eli juolasarakorvet.

FSC-standardin (Suomen FSC-standardi 2011, kriteeri 6.4.1.2) mukaan vesitaloudeltaan luonnontilaiset ja luonnontilaisen kaltaiset korvet ovat säästettäviä kohteita. Standardin mukaan velvoite ei koske niitä hakkuin käsiteltyjä korpia, joita ei ole luokiteltu uhanalaiseen suotyyppeihin omalla tarkastelualueellaan (Etelä-Suomi, Pohjois-Suomi). Näiden mahdollinen käsittely tapahtuu standardin mukaan vesitaloutteen puuttumatta poiminta-, kaistale- tai pienaukkohakkuin. Etelä-Suomessa alueellisesti uhanalaisia ovat kaikki nevakorpityypit (Kaakinen ym. 2008a). Pohjois-Suomen nevakorpia ei ole arvioitu alueellisesti uhanalaiseksi, vaan silmälläpidettäviksi.

Hyvän metsänhoidon suosituksissa turvemaille (Ruotsalainen 2007) ojituksessa säästyneet korvet suositellaan jätettäväksi kunnostusojituksessa kaiken toiminnan ulkopuolelle ja kohteen ympärille suositellaan jätettäväksi riittävän laaja suoja-alue. Arvokkaan elinympäristön turvaamiseksi suositellaan myös tarvittaessa tukkimaan oja vesitalouden säilyttämiseksi.

Metsähallituksen metsätalouden ympäristöoppaan (Päivinen ym. 2011; lisätietoa Erkki Hallman, Metsähallitus, kirj. tiedonanto 21.10.2010) mukaan luontokohtaisiin, joilla ei harjoiteta metsätaloutta (ojitus, hakkuut) valtion mailla, luetaan mm. PEFC-kriteerien mukaiset harvinaistuneet suotyypit turvekankaita ja muuttumia lukuun ottamatta (nevakorvista juolasarakorvet), alueellisesti uhanalaiset korpityypit mikäli ne ovat vesitaloudeltaan ja puustoltaan luonnontilaisia tai luonnontilaisen kaltaisia ja ojittamattomat kitu- ja joutomaan suot. Vesitaloudeltaan luonnontilaisilla, mutta puustoltaan käsitellyillä metsämaan soilla pyritään toimimaan siten, että suon vesitalouteen vaikutetaan mahdollisimman vähän. Pääosa luonnontilaisista tai luonnontilaisen kaltaisista nevakorvista sisältynee näin ollen valtionmailla luontokohteisiin. Metsämaan ojittamattomia nevakorpiä, jotka eivät ole alueellisesti uhanalaisia ja joilla on aiemmin tehty hakkuita, voidaan edelleen hakata.

Suojelutilanne

Suojeltujen esiintymien osuus Etelä-Suomessa: LuTU-hankkeelle tehtyjen VMI-laskelmien (koskee ajanjaksoa 1996–2003; Metsäntutkimuslaitos 2005) mukaan Etelä-Suomen suojelualueilla oli aitokorpiä (ojittamattomia ja ojitettuja) kaikkiaan 11 700 ha, eli 3,4 % (ojittamattomien ja ojitetujen) aitokorpien kokonaismäärästä. Ojittamattomia aitokorpiä Etelä-Suomen suojelualueilla oli 10 800 ha, eli 10,8 % ojittamattomien aitokorpien kokonaismäärästä.

Suo- ja turvemaiden strategiahankkeelle laskettujen VMI10-tulosten mukaan (koskee ajanjaksoa 2004–2008; Metsäntutkimuslaitos 2009a, taulukko 1) ojittamattomista aitokorvistä oli Lapin eteläpuolella suojelualueilla 10 900 ha eli 10,4 % ojittamattomien aitokorpien kokonaismäärästä. Laskelmissa suojelualueisiin on luettu luonnonsuojelulain nojalla suojeltujen alueiden ja suojeluohjelmakohteiden lisäksi muun muassa erämaa-alueet, joilla ei tehdä metsätaloustoimia.

Hallmanin (2012) mukaan kaikkien korpien, nevakorpien ja lettokorpien (ojitetujen ja ojittamattomien) pinta-ala METSO-alueen valtion mailla on 126 939 ha. Tästä suojelualueilla on 23 223 ha (18 %) ja talousmetsien säästökohteina 16 139 ha (13 %), yhteensä 39 362 ha (31 %).

Hallmanin (2012) mukaan METSO-alueen valtionmaidien suojelluista korvistä reheviä korpiä (lehtomaiset ja lettosuot, ruohoiset) on 38 % ja karumpia (mustikkaiset ja suursaraiset, puolukkaiset ja pien-saraiset) on 62 %. Suojelualueiden korvistä ojittamattomia on runsaat 15 000 ha (66 %) ja ennallistettuja 2 000 ha (9 %).

Suojeltujen esiintymien osuus Pohjois-Suomessa: Luontotyyppiä uhanalaisuuden arviointihankkeelle tehtyjen VMI9-laskelmien (1996–2003) mukaan Pohjois-Suomen suojelualueilla oli nevakorpiä (ojittamattomia ja ojitettuja) kaikkiaan 21 300 ha eli 40 % (ojittamattomien ja ojitetujen) nevakorpien kokonaismäärästä (Metsäntutkimuslaitos 2005). Ojittamattomia nevakorpiä Pohjois-Suomen suojelualueilla oli 20 600 ha eli 44 % ojittamattomien nevakorpien kokonaismäärästä.

Suo- ja turvemaiden strategiahankkeelle laskettujen VMI10-tulosten mukaan (Metsäntutkimuslaitos 2009a, taulukko 1) ojittamattomista aitokorvistä oli Lapissa suojelualueilla 30 300 ha eli 40 % ojittamattomien nevakorpien kokonaismäärästä.

Hoito- ja ennallistamistarve

Hoito- ja ennallistamistarve Etelä-Suomessa: kohtalainen

Hoito- ja ennallistamistarve Pohjois-Suomessa: vähäinen

Ennallistamisessa lähtökohtana on vedenpinnan tason ja vesien virtauksen palauttaminen alkuperäisen kaltaiseksi. Toimenpiteinä on ojien patoaminen tai tukkiminen.

Mikäli turvattavalla kohteella on jokunen vanha oja, joka vaikuttaa kohteen vesitalouteen, voi yksittäistapauksissa olla tarpeen edistää vesitalouden palautumista aktiivisilla toimilla. Etenkin Etelä-Suomessa on tilanteita, joissa ojittamattomankin nevakorpikohteen vesitaloutta heikentävät kohteen ulkopuoliset ojituset, mikä saattaa aiheuttaa kuivahtamista ja suolajiston taantumista. Metsätaloussuunnittelun ja kunnostusojitusuunnittelun yhteydessä on syytä tutkia mahdollisuudet parantaa turvattavan kohteen luonnontilaa esimerkiksi yksittäisiä ojia tukkimalla tai johtamalla vesiä suokohteelle.

Mikäli puustorakenne ei ole aiempien hakkuiden takia täysin luonnontilainen, voi sen jättää palautumaan itsestään.

Suojelutilanteen parantaminen

Keinot suojelutilanteen parantamiseksi: Lisääminen metsälain 10 § erityisen tärkeäksi elinympäristöksi ja huomioiminen rajaaminen laaja-alaisena. Keskeisten ominaispiirteiden turvaaminen, ottaen huomioon erityisesti vesitalous, pienilmasto, puustorakenne (mukaan lukien kuolleet puut, kelo- ja maapuut), kasvillisuus ja maaperä (ei maaperän käsittelyä ja ajouria).

Nevakorpien suojelun tehostaminen tulee ottaa huomioon käynnistyneessä soidensuojelun täydennysohjelmassa. Lisäksi nevakorpien turvaamisen kannalta on keskeistä edistää laajempien korpikuvioiden ja hydrologisten suokokonaisuuksien turvaamista METSO-ohjelmassa ja nevakorpien huomioon ottamista metsätalouden suunnittelussa ja käytännön toteuttamisessa (metsänhoitosuosituksen, metsäsertifointi). Myös aiemmin hakkuun kohteena olleet ojitattomat kohteet tulisi turvata aiempaa paremmin ja metsäsuunnittelun yhteydessä kiinnittää huomiota mahdollisuuksiin ennallistaa suojelullisesti arvokkaita kohteita (esim. METSO-luonnonhoidon lisääminen).

Pelkkä rajatun alueen säilyttäminen koskemattomana ei kuitenkaan ole riittävä taie luontotyyppin säilymiselle, vaan huomiota on kiinnitettävä myös alueen ulkopuolella tehdyn maankäytön vaikutuksiin vesitalouteen ja pienilmastoon.

Yhteydet lajisuojeluun

Nevakorvet ovat mahdollisia elinympäristöjä uhanalaiselle korpi- ja nevalajistolle (ks. aitokorvet, liite 2/1; Rassi ym. 2010), mutta lajien uhanalaisuusarvioinnissa nevakorpien lajistoa ei ole erikseen yksilöity.

Biologinen kuvaus

Nevakorville ovat ominaisia korpisuuden luonnehtimat kuivemmat mätäspinnat sekä tavallisesti mätäspintoja selvästi laaja-alaisemmat nevapinnat. Nevakorpien puusto kasvaa pienialaisilla, matalilla mätäillä ja on usein pienikokoista ja kituvaa. Valtapuuna on yleensä hieskoivu, ja kuusta tavataan yleisesti. Sekapuuna voi kasvaa terva- tai harmaaleppää ja mäntyä. Pensaskerroksessa kasvaa pajuja, esim. virpapaju (*Salix aurita*). Yleisimmät korpisuuden ilmentäjät aluskasvillisuudessa ovat pallosara (*Carex globularis*) ja korpikarhunsammal (*Polytrichum commune*). Lisäksi tavataan vaihtelevassa määrin muitakin korpilajeja, mm. korpi- ja vaalearahkasammalta (*Sphagnum girgensohnii*, *S. centrale*). Mättäiden valtasammalia ovat tavallisimmin räme- ja punarahkasammal (*S. angustifolium*, *S. magellanicum*) ja seinäsammal (*Pleurozium schreberi*). Mätäspinoille saattaa tunkeutua nevapinnoilta syväjuurakkoisia lajeja, mm. suursaroja ja raatetta (*Menyanthes trifoliata*).

Nevakorvista voidaan erottaa alatyyppeinä sarakorvet, juolasarakorvet ja tupasvillakorvet (Kaakinen ym. 2008b). **Sarakorvet** ovat pitkälti edellä esitetyn ryhmäkuvauksen kaltaisia. Nevaosan kasvillisuuden perusteella niistä voidaan erottaa edelleen ruohoiset ja karut sarakorvet sekä luhtanevakorvet. Sarakorvet sijaitsevat usein purojen tai jokien varsilla tai nevojen ja korprien vaihtumisvyöhykkeissä soiden reunoilla. Sarakorvet ovat tyypillisiä keidassoiden laiteilla, tosin nykyisin monet niistä ovat tuhoutuneet keidassoiden reunaosien ojitusten myötä. Aapasoilla sarakorpiä on reunaosissa ja aapasoiden halki virtaavien purojen varsilla ja hydrologisista oloista riippuen myös muualla aapasuoyhdistymien keskiosissa. Luhtanevakorpiä on kapeina juotteina suovesiä salpaavien korkeiden maiden kupeessa.

Ruohoisessa sarakorvessa nevaosa on ruohoista saranevaa tai saravaltaista ruohoista rimpinevaa. Ruohoisuutta ilmentävä lajisto on monipuolista, yleisimpiä lajeja ovat mm. äimäsara (*Carex dioica*), villapääluikka (*Trichophorum alpinum*), keräpää- ja lettorahkasammal (*Sphagnum subsecundum*, *S. teres*). Selvemmin pintavesivaikutteisilla paikoilla voi esiintyä luhtaisuuden indikaattoreita kuten terva- ja harmaaleppää. Nevaosan kasvillisuuden luhtaisuus on voimakkaampaa kuin karuissa sarakorvissa.

Karussa sarakorvessa nevaosa on karua saranevaa. Kenttäkerroksessa valtalajeina voivat olla pullo-, jouhi-, vesi- tai juurtosara (*Carex rostrata*, *C. lasiocarpa*, *C. aquatilis*, *C. chordorrhiza*). Pohjakerroksessa vallitsevat sara-, aapa- ja rämerahkasammal (*Sphagnum fallax*, *S. lindbergii*, *S. angustifolium*). Lajistossa voi olla myös joitakin luhtalajeja, esimerkiksi harmaasara (*Carex canescens*), kurjenjalka (*Comarum palustre*) ja haprarahkasammal (*Sphagnum riparium*).

Luhtanevakorvessa nevaosa on luhtanevaa. Erityisesti avosuo-osalla on yleisesti useita luhtalajeja, tavallisesti sekä pohja- että kenttäkerroksessa. Nevalajisto on kuitenkin luhtalajeja vallitsevampi. Luhtaisuuden ilmentäjiä voivat olla em. lisäksi esimerkiksi jouchivihvilä (*Juncus filiformis*), mätäs-, tupas- ja luhtasara (*Carex cespitosa*, *C. nigra* ssp. *juncella*, *C. vesicaria*), luhta- ja korpikastikka (*Calamagrostis stricta*, *C. purpurea* ssp. *phragmitoides*), vehka (*Calla palustris*), terttualpi (*Lysimachia thyrsoiflora*), luhtakuirisammal (*Calligon cordifolium*), hetesirppisammal, kuovin- ja haprarahkasammal. Tavallista nevalajistoa ovat mm.

vesi-, juurto-, pullo- ja jouhisara, luhtavilla (*Eriophorum angustifolium*), järvikorte (*Equisetum fluviatile*) sekä sara-, vajo- (*Sphagnum majus*) ja aaparahkasammal.

Juolasarakorpi (*Nigra*-nevakorpi) on ohutturpeinen soiden reunojen tyyppi. Turvekerros on usein alle puoli metriä paksu. Koivu on valtapuu, lisäksi kasvaa kuusta ja pensaskeroksessa pajuja. Nevapinnalla jokapaikansara (juolasara; *Carex nigra* ssp. *nigra*) ja harmaasara (*C. canescens*) sekä jouhivihvilä ovat tyypillisimmät luhtaisuuden ilmentäjät. Luhtaruohoja on useimmiten vähän, ja luhtaisuus on muutoinkin vähäisempää kuin luhtanevakorvissa. Mättäillä isokarpalo (*Vaccinium oxycoccos*) on yleensä runsain suovarpu, lisäksi tavataan metsävarpuja (puolukkaa *Vaccinium vitis-idaea* ja mustikkaa *V. myrtillus*) ja tupasvillaa (*Eriophorum vaginatum*). Pohjakerroksen valtalajeina ovat räme- ja sararahkasammal. Mätäspinnoilla on seinäsammalta, punarahkasammalta ja korpikarhunsammalta.

Tupasvillakorvet ovat karuimpia nevakorpityyppejä. Luhtaisuus käytännöllisesti katsoen puuttuu. Tupasvillakorpi esiintyy tyypillisesti keidassoiden karussa laidekasvillisuudessa. Koivu on valtapuu, mutta kuustakin voi esiintyä. Puusto kasvaa matalilla, usein korpikarhunsammalen muodostamilla mättäillä. Koivua voi kasvaa välipinnallakin ja mättäisyys voi olla epäselvää. Kenttäkerroksen ehdoton valtalaji on tupasvilla. Saroja on vähän, mutta varpuja sen sijaan enemmän kuin muissa nevakorvissa. Pohjakerroksessa valtalajeina ovat räme- ja punarahkasammal. Märimmillä pinnoilla kasvavat mm. silmäke- ja vajorahkasammal (*Sphagnum balticum*, *S. majus*) ja nevasirppisammal (*Warnstorfia fluitans*).

LIITE 2/3

Harjumetsien valorinteet

Määritelmä

Harjumetsiä esiintyy mannerjäätikön sulamisvesien lajittelemilla ja kasaamalla hiekka- ja sora- ja soramuodostumilla, joita ovat harjut, reunamuodostumat, saumamuodostumat, suppamuodostumat, deltat ja sandurit. Tähän luontotyyppiin luetaan harjumetsien kaakon-lännen suuntaan avautuvat valorinteet ja niillä tavattavat kasvillisuustyypit ylärinteiden männyn vallitsemista kuivista kangasmetsistä alarinteiden tuoreisiin lehtoihin. Valorinteiden kaltevuus on vähintään 5 %.

Kaltevuuden ja ilmansuunnan yhteisvaikutuksesta harjumetsien valorinteilla on äärevä pienilmasto. Maaperä on veden lajittelemaa hiekkaa tai soraa, ja kivennäismaapaljastumat ovat tyypillisiä. Edustavalle valorinteelle on ominaista harva, aukkoinen puusto, puuston aukkojen niittymäinen kasvillisuus (varpulaikut, sarat ja heinät), ns. paahdelajiston esiintyminen (ks. jäljempänä Yhteydet lajisuojeluun) sekä aukkoinen pohjakerros. Näiden elinympäristöjen harjulajisto on hyvin omaleimaista ja erikoistunutta.

Luontotyyppiin luetaan myös ne harjumetsien valorinteet, joiden tila on heikentynyt muun muassa liian tiheän puuston, heinittymisen tai kunttaantumisen vuoksi, mutta joiden keskeiset ominaispiirteet voidaan palauttaa ennallistamis- ja/tai hoitotoimin.

Uhanalaisuus

Tässä tarkasteltavaan luontotyyppiin kuuluvat luontotyyppien uhanalaisuuden arvioinnissa omana luontotyyppinä kuvattu harjumetsien valorinteet, sekä kuivat keskiravinteiset ja kuivat runsasravinteiset lehdot valoisilla harjunrinteillä, ja lisäksi tuoreet lehdot harjunrinteiden alaosissa.

Harjumetsien valorinteet on arvioitu koko maassa vaarantuneeksi (VU) luontotyyppiksi. Valorinteille luonteenomaiset kuivat lehdot on arvioitu koko maassa erittäin uhanalaisiksi (EN), tuoreet keskiravinteiset lehdot vaarantuneiksi (VU) ja tuoreet runsasravinteiset lehdot äärimmäisen uhanalaisiksi (CR). (Tonteri ym. 2008b)

	Koko maa	Etelä-Suomi	Pohjois-Suomi
Harjumetsien valorinteet	VU*	EN	NT
Kuivat keskiravinteiset lehdot	EN	EN	VU
Kuivat runsasravinteiset lehdot	EN	EN	VU
Tuoreet keskiravinteiset lehdot	VU	VU	NT
Tuoreet runsasravinteiset lehdot	CR	CR	VU

* arviointimenetelmän mukaisesta tuloksesta poikkeava asiantuntija-arvio

Luontotyyppin pinta-ala on vähentynyt kohteiden häviämisen seurauksena erityisesti Etelä-Suomessa. Myös luontotyyppin esiintymien laatu on heikentynyt, Etelä-Suomessa erittäin voimakkaasti.

Vastuuluontotyyppi: Sisältyy Suomen vastuuluontotyyppiin *harjumetsät* (Raunio ym. 2008).

Uhanalaistumisen syyt

Metsäpalojen puute, rakentaminen, soranotto, rehevöittävä laskeuma, lahopuun määrän väheneminen, metsien ikärakenteen muutokset (Tonteri ym. 2008b).

Harjumetsien valorinteiden pinta-ala on vähentynyt rakentamisen ja soranoton seurauksena. Harjut soveltuvat maaperänsä takia hyvin erityyppiseen rakentamiseen. Harjumetsien valorinteita on jäänyt teiden, asuin- ja teollisuusalueiden sekä lentokenttien alle. Maa-ainesta on käytetty rakentamisen tarpeisiin, erityisen tehokkaasti varsinkin taajamien läheisyydessä.

Palontorjunnan tehostumisen myötä harjumetsien valorinteiden laatu on heikentynyt, kun luontotyyppin luontaisen häiriötekijän, metsäpalojen määrä on vähentynyt merkittävästi. Metsäpalot ylläpitivät paisterinteille tyypillistä avoimuutta, puustorakennetta ja lajistoa. Luontotyyppin laatua on heikentänyt myös metsätalous, sillä harjumetsiä on hyödynnetty samalla tavoin kuin tavanomaisia kangasmetsiä. Uudistusalojen heinittymisen ja tiheän taimikkovaiheen varjostus vaikuttavat haitallisesti kilpailuky-

vyltään heikkoon harjulajistoon. Heinittymistä on lisännyt ilmasta tuleva rehevöittävä laskeuma, joka hyödyttää rehevien kasvupaikkojen lajeja. (Tonteri ym. 2008b)

Uhkatekijät

Umpeenkasvu, rehevöittävä laskeuma, rakentaminen, soranotto.

Umpeenkasvu on harjumetsien paahdeympäristöjen suurin uhka. Metsäpalojen tehokas torjuminen on poistanut luontaisen häiriötekijän, metsäpalon, joka on ylläpitänyt valorinteille tyypillistä avoimuutta. Huolimatta talousmetsien hyvän metsänhoidon suosituksista ja metsäsertifiointista, joissa harjumetsien valorinteet on tunnistettu arvokkaana elinympäristönä ja luontokohteena, metsätaloustoimet ovat edelleen harjumetsien valorinteiden uhkana. Tiheä puusto ja sen aiheuttama varjostus ja karikkeen määrään lisääntyminen johtavat valorinteiden pohjakerroksen sulkeutumiseen ja kuntaantumiseen, mikä puolestaan vaikuttaa haitallisesti harjulajistoon. Myös uudistusalojen heinittyminen on haitallista harjulajistolle. Heinittymistä ja muuta umpeenkasvua lisää ilmasta tuleva rehevöittävä typpilaskeuma. Toisaalta kohtuullisen kokoiset uudistusalat, taimikonhoito ja muu avoimuutta lisäävä toiminta, kuten ajourat, kulkureitit ja rajalinjat ovat paahteisuutta ja kivennäismaapaljastumia vaativalle lajistolle eduksi. Harjujen maa-ainesta käytetään edelleen rakentamisen tarpeisiin.

Keskeiset ominaispiirteet luonnontilaisella kohteella (tavoitetila)

Rakenne: Aukkoinen puustorakenne, kivennäismaapaljastumien esiintyminen, aukkoinen pohjakerroksen kasvillisuus, lahopuuston esiintyminen, paahteisuutta vaativan harjulajiston (erityisesti putkilokasvit ja hyönteiset) esiintyminen.

Toiminta: Äärevä pienilmasto, nopea eloperäisen aineksen hajoaminen, rinteen kaltevuuden aiheuttama pintamaan vyöryminen, palon tai vastaavan häiriön ajoittainen esiintyminen.

Levinneisyys

Harjumetsien valorinteiden esiintyminen on alueellisesti painottunut Etelä-Suomeen, erityisesti Salpausselkien tienoille.



Kuva 1. Harjumetsien valorinteiden esiintyminen Tonterin ym. (2008b) mukaan. Suuret pisteet osoittavat esiintymisen nykyiset painopistealueet, mutteivät kuvaa luontotyypin absoluuttista pinta-alaa.

Lajistoltaan edustavimmat valorinteet ovat hemi- ja eteläborealisella vyöhykkeellä, mm. Salpausselkien reunamoreenien ja kookkaiden pitkittäisharjujen yhteydessä Hämeessä ja Satakunnassa (Ympäristöministeriö 2008a). Pohjoisempina edustavia paahderinteitä on muun muassa Rokuan ja Sotkamon harjuilla ja dyyniharjanteilla (Hyvärinen 2011a).

Pinta-ala

Koko maa: Luontotyyppiä esiintyy hyvin epävarman arvion mukaan 20 000 ha, josta lajistollisesti merkittäviä esiintymiä on noin 1 000–2 000 ha.

Harjujen valorinteiden kokonaispinta-alasta Suomessa ei ole tarkkaa tietoa. Erilaisia pinta-ala-arvioita on harjumuodostumien ja harjumetsien alasta, josta harjujen valorinteet ovat vain osa.

Etelä-Suomen metsien monimuotoisuuden toimintaohjelman (METSÖ) valmistelun yhteydessä on arvioitu harjujen, harjumetsien ja harjumetsien valorinteiden alaa Etelä-Suomessa (kymmenen eteläisintä alueellista metsäkeskusta; pois lukien Pohjois-Pohjanmaa, Kainuu ja Lappi). Arvion mukaan harjuja on

yli 1 125 000 ha, joista kaltevuudeltaan jyrkkiä, valoisia rinteitä yli 16 000 ha. Lajistollisesti merkittäviä paahderinteitä on arvioitu olevan alle 1 200 ha. (Ympäristöministeriö 2008a)

Aikaisemmin valorinteiden alaa on arvioitu Etelä-Suomen ja Pohjanmaan metsien suojelun tarve-työryhmän työn yhteydessä (Etelä-Suomen ja Pohjanmaan metsien suojelun tarve -työryhmä 2000). Tuolloin arvioidut alat olivat nyt esitettäviä aloja selvästi suuremmat. Arvion tekemisen jälkeen valorinteiden umpeenkasvu on jatkunut, joten on selvää, että lajistollisesti merkittävien kohteiden pinta-ala on 1990-luvun lopun tarkasteluajankohdasta edelleen pienentynyt.

Luontodirektiivin raportoinnissa 2007 harjumetsien kokonaispinta-alaksi on ilmoitettu borealisella luonnonmaantieteellisellä alueella 700 000 ha. Tähän kuuluvat harjumetsien valo- ja varjorinteet sekä lakialueet. Alpiinisella luonnonmaantieteellisellä alueella harjumetsiä on vain vähän. (Ympäristöhallinto 2009)

Yhteydet hallinnollisiin luokitteluihin

Luonnonsuojelulain luontotyypit (29 §): ei vastaavuutta

Metsälain erityisen tärkeät elinympäristöt (10 §): Harjumetsien valorinteiden lehdot voivat sisältyä metsälain erityisen tärkeään elinympäristöön *rehevät lehtolaikut*. Osa vähäpuustoisista ja avoimista valorinteistä voisi ainakin teoreettisesti sisältyä elinympäristöön *karukkokankaita puuntuotannollisesti vähätuottoisemmat hietikot*, mutta ei ole tiedossa, onko tätä tulkintaa käytännössä käytetty.

Reheviin lehtolaikkuihin on metsälain perusteluissa (Hallituksen esitys eduskunnalle metsälaiksi...1996) kirjattu kuuluviksi muun muassa harjujen ja reunamuodostumien kuivat lehdot sekä kalkki-alueiden, jyrkänteiden ja mäkien hikevien rinteiden sekä savikkoalueiden tuoret lehdot. Meriluodon ja Soinisen (1998) mukaan lain tarkoittamia kuivia lehtoja on muun muassa harjumaiden etelään-lounaaseen viettävillä rinteillä ja tuoreita lehtoja harjumaiden tai moreenimäkien saven- tai hiedansekaisilla hikevillä alarinteillä.

Karukkokankaita puuntuotannollisesti vähätuottoisempien hietikoiden heikko puuntuotoskyky voi metsälain perustelujen mukaan johtua paitsi kosteusolosuhteista (kuivuus), myös kasveille epäedullisesta ravinnetilanteesta. Erikoisten ekologisten olosuhteiden vuoksi näiden hietikoiden eliölajistossa on muusta metsäluonnosta poikkeavia piirteitä ja niillä on usein suhteellisen luonnontilaisena säilynyttä puustoa vanhoine järeine ylispuineen. Meriluodon ja Soinisen (1998) mukaan tähän ryhmään kuuluvat kitu- ja joutomaiden hietikot voivat olla muun muassa harjumailla, sisämaan ylängöillä ja rannikolla.

Vesilain suojaamat pienvesityypit (2 luku 11 §): ei vastaavuutta

Luontodirektiivin luontotyypit: Harjumetsien valorinteet sisältyvät rinteiden alaosien tuoreita lehtoja lukuun ottamatta luontodirektiivin luontotyyppiin *harjumetsät*. Alarinteiden tuoret lehdot voidaan lukea luontodirektiivin luontotyyppiin *lehdot*.

METSO-ohjelman valintaperusteet

Harjumetsien valorinteet ovat METSO-elinympäristöä *harjujen paahdeympäristöt*. METSO-kohteita voivat olla merkittävät paahderinteet ja harjukankaat sekä luonnonhoitokohteiksi soveltuvat paahderinteet ja -kankaat, sekä muut lajistollisesti merkittävät paahdeympäristöt, jotka soveltuvat luonnonhoitokohteiksi (Ympäristöministeriö 2008a). Harjujen alarinteiden lehdot voivat olla METSO-elinympäristöä *lehdot*, joihin luetaan muun muassa puustoltaan vanhat ja runsaslahopuustoiset kuivat harjulehdot ja kalkkipitoisten maiden lehdot (METSO:n valintaperustetyöryhmä 2008). METSO-ohjelman lehtojen pinta-alaa ei tarkastella tässä tarkemmin, sillä harjujen valorinteiden lehtojen osuus elinympäristön kokonaisalasta ei ole tiedossa, ja se on oletettavasti melko vähäinen.

METSO-kohteiden pinta-ala: METSO-kaudella 2008–2016 on tavoitteena turvata harjujen paahdeympäristöjä yhteensä 560 hehtaaria luonnonsuojelulain mukaisina suojelualueina ja määräaikaisin rauhoituksin sekä Kemeran mukaisin ympäristötukisopimuksin ja luonnonhoitohankkein. Harjujen paahdeympäristöjä on METSO-ohjelmassa turvattu vuoden 2011 lopussa 73 hehtaaria (taulukko 1). Tämän lisäksi METSO-kaudella 2008–2011 on suunniteltu paahdeympäristöjen luonnonhoitohankkeita (METSO-elinympäristöjen hoito ja kunnostus) 1 173 hehtaarille (Tapio 2011).

Taulukko 1. METSON tavoitepinta-alat (ha) vuosille 2008–2016 ja niiden toteutuminen vuosina 2008–2011 harjujen paahdeympäristöjen elinympäristössä (Veikko Miettinen, ympäristöministeriö, kirj. tiedonanto 31.1.2012; Koskela ym. 2010; Tapio 2011).

Tavoite ELY-keskuksille	Pysyvä LSL:n mukainen suojele	Määräaikainen LSL:n mukainen suojele	Tavoite Suomen metsäkeskukselle (Kemera-rahoitus)	Ympäristötukisopimukset	Toteutetut luonnonhoitohankkeet	Toteutunut yhteensä
360	25	0	200	27	21	73

Metsäsertifiointi ja metsänhoitosuositukset

Supat ja luontaisesti puuttomat tai vähäpuustoiset paahderinteet ovat kestävän metsänhoidon PEFC-standardin (Suomen PEFC-standardi 2009a, 2009b) mukaisia luonnonsuojelullisesti arvokkaita elinympäristöjä, joiden biologista monimuotoisuutta luonnehtivat tärkeät ominaispiirteet säilytetään. Paahderinteiden käsittelyssä säilytettävä ominaispiirre on paahdelajisto, joka turvataan jättämällä kohde metsittämättä. Näiden elinympäristöjen laajamittaista huomioon ottamista heikentää se, että kohteiden tulee olla luonnontilaisia, ja että tärkeät ominaispiirteet tulee säilyttää valtaosalla kohteesta, ei koko kohteella. Lisäksi yli hehtaarin suuruisilla kohteilla veloitteet koskevat vain hehtaarin laajuista aluetta.

Myös FSC-standardissa (Suomen FSC-standardi 2011) harjujen valorinteet on mainittu yhdeksi muuten huomioitavaksi luontotyyppiä. Standardia on sovellettu vasta lyhyen aikaa ja pienillä pinta-aloilla, mutta sen käyttö on lisääntymässä.

PEFC-standardin mukaiset luonnonsuojelullisesti arvokkaat elinympäristöt ovat osa yksityismaiden hyvän metsänhoidon suositusten arvokkaita elinympäristöjä (Tapio 2006a). Suositusten tavoitteena on, että arvokkaiden elinympäristöjen luonnonarvot lisääntyvät, kun elinympäristöjen ominaisuudet otetaan huomioon metsän käsittelyssä. Jos elinympäristölle on ominaista avoimuus ja valoisuus, suositellaan niitä ylläpitäviä hakkuita. Suosituksissa mainittuja avoimia ja valoisia elinympäristöjä ovat muun muassa harjujen paahderinteet ja kuivat lehdot.

Huolimatta siitä, että harjumetsien valorinteet on osoitettu luonnonsuojelullisesti arvokkaaksi elinympäristöksi, vaikuttaa siltä, että käytännössä näiden kohteiden havaitseminen ja tunnistaminen maastossa sekä huomioon ottaminen metsänhoitotoimissa ei toistaiseksi ole onnistunut riittävästi.

Metsähallituksen metsätalouden mailla kitumaat jätetään kokonaan metsänkäsittelyn ulkopuolelle, kuten myös erikseen määritellyt luontokohteet. Paahderinteet, joilla tavataan vaateliasta paahdelajistoa, ovat luontokohteita. Niiden hoidon tavoitteena on luontotyyppin valoisuuden ja paahteisuuden lisääminen puustoa ja aluskasvillisuutta poistamalla ja kivennäismaata paljastamalla. Myös kaikki lehdot jätetään pääsääntöisesti taloustoiminnan ulkopuolelle ja hoidetaan niiden erityispiirteet säilyttäen. (Päivinen ym. 2011)

Suojelutilanne

Suojeltujen esiintymien osuus Etelä-Suomessa: vähäinen

Suojeltujen esiintymien osuus Pohjois-Suomessa: oletettavasti vähäinen

Tarkkaa tietoa harjumetsien valorinteiden suojelutilanteesta ei ole. Toisaalta suojele yksin ei riitä turvaamaan valorinteitä, vaan useimmat kohteet vaativat ennallistamista ja/tai hoitoa, jotta niiden keskeisten ominaispiirteiden säilyminen voitaisiin turvata (ks. Hoito- ja ennallistamistarve).

Harjujen, harjumetsien ja harjumetsien valorinteiden suojelutilannetta tarkastellaan tässä Etelä-Suomen ja Pohjanmaan metsien suojelutarpeen arviointia varten tuotetun tarkastelun (Etelä-Suomen ja Pohjanmaan metsien suojele tarve -työryhmä 2000), harjensuojeluohjelman (Valtakunnallinen harjensuojeluohjelma 1980) tietojen sekä Metsähallituksen SutiGIS-kuviotietojärjestelmän tietojen perusteella. Harjujen suojelutilannetta tarkasteltiin vuonna 2000 Etelä-Suomen ja Pohjanmaan metsien suojelutarvetta pohdittaessa (Etelä-Suomen ja Pohjanmaan metsien suojele tarve -työryhmä 2000). Tuolloin Etelä-Suomessa harjujen ja reunamuodostumien kokonaispinta-alasta luonnonsuojelulailta suojelluilla alueilla oli 1,1 % eli 11 100 ha (taulukko 2).

Taulukko 2. Luonnonsuojelulla suojeltujen harjujen ja reunamuodostumien pinta-ala (ha) ja osuus (%) harjujen ja reunamuodostumien kokonaisalasta. Tulokset laskettu Suomen ympäristökeskuksessa maaperätiedot ja suojelualuetiedot yhdistävällä paikkatietotarkastelulla. Lähde: Etelä-Suomen ja Pohjanmaan metsien suojelun tarve -työryhmä 2000.

Metsäkasvillisuusvyöhyke	Harjuja suojelualueilla	
	Pinta-ala, ha	Osuus, %
Hemiboreaalin	700	1,6
Eteläboreaalin, vuokkovyöhyke	2 700	1,0
Eteläboreaalin, Järvi-Suomi	2 700	0,6
Eteläboreaalin, Pohjanmaan rannikkomaa	100	1,1
Keskiboreaalin, Pohjanmaa	4 600	2,1
Keskiboreaalin, Lapin kolmio	300	0,9
Yhteensä	11 100	1,1

Valtioneuvosto vahvisti vuonna 1984 valtakunnallisen harjunsuojeluohjelman (Valtakunnallinen harjunsuojeluohjelma 1980). Ohjelmassa on 159 harjualueita, joiden maapinta-ala on yhteensä 97 000 ha. Näistä suurin osa sijaitsee Etelä-Suomessa, etenkin Salpausselkien alueella. Ohjelman tavoitteena on siihen kuuluvien harjualueiden luonteenomaisten geologisten, geomorfologisten ja maisemallisten piirteiden säilyttäminen. Alueiden suojelu toteutetaan pääosin maa-aineslain nojalla lupamenettelyn kautta (Alapassi ym. 2009). Maa-ainesten ottamisesta ei saa aiheutua muun muassa luonnon merkittävien kauneusarvojen tai erikoisten luonnonesiintymien tuhoutumista. Erikoisia biologisia luonnonesiintymiä voivat olla esimerkiksi harvinaiset tai uhanalaiset harju- tai kalliokasviesiintymät. Maa-aineslaki ei turvaa harjuja metsätaloustoimilta.

Maa-aineslain mukaisia ottoalueita kartoitettiin harjunsuojeluohjelman kohteilla ja niiden välittömässä läheisyydessä vuosina 2003–2004. Ottotoiminta oli edelleen käynnissä yli 30 ohjelmakohteella, ja toiminnassa olevia ottoalueita oli lähes sata. Vaikka alueille myönnettyt maa-ainesluvut olivat kohdistuneet pääsääntöisesti vanhojen ottoalueiden kunnostamiseen, niin useimmat niistä olivat edelleen jälkihoitamatta. (Rintala 2006) Vuonna 2006 harjunsuojeluohjelman kohteista yli 10 000 ha kuului luonnonsuojelualueisiin (Rintala 2006).

Metsähallituksen SutiGIS-kuviotietojärjestelmän mukaan (Elisa Pääkkö, Metsähallitus, kirj. tiedonanto 23.3.2012) luontopalveluiden hallinnassa olevilla alueilla sekä yksityisillä suojelualueilla on harjujen paahderinteitä yhteensä 341 ha, joka on 1,2 % näiden alueiden harjujen kokonaisalasta, vajaasta 29 000 hehtaarista (taulukko 3). Metsähallituksen metsätalouden mailla paahderinteitä on noin 200 ha, joista 47 ha Natura 2000 -alueilla. Näiden metsätalouden maiden Natura 2000 -alueiden suojelun toteuttamiskeinona on jokin muu kuin luonnonsuojelulaki, esim. metsä- tai maa-aineslaki.

Metsähallituksen metsätalouden ympäristöoppaan (Päivinen ym. 2011) mukaan paahderinteiden hoidon tavoitteena on luontotyyppien keskeisten ominaispiirteiden säilyttäminen ja parantaminen.

Taulukko 3. Luontokohteena kirjattujen paahderinteiden pinta-ala (ha) sekä harjujen kokonaisala (geomorfologian mukaan) Metsähallituksen metsätalouden mailla ja inventoiduilla luontopalveluiden hallinnassa olevilla alueilla sekä yksityisillä suojelualueilla (YSA) Metsähallituksen SutiGIS-kuviotietojärjestelmän mukaan (Elisa Pääkkö ja Erkki Hallman, Metsähallitus, kirj. tiedonanto 23.3.2012, 31.1.2013).

	Paahderinteitä (ha)	Harjuja (ha)
Metsähallitus, metsätalouden alueet	200	tieto puuttuu
Metsähallitus, luontopalveluiden alueet	281	27 492
Yksityiset suojelualueet (YSA)	60	1 305
Yhteensä	541	tieto puuttuu

Luontopalveluiden mailla ja yksityisillä suojelualueilla maastotöissä merkitään usein myös kuvion kasvillisuustyyppi. Erotettaviin kasvillisuustyyppisiin kuuluvat ns. harjuvariantit (ks. taulukko 6). Näitä on luontopalveluiden alueilla ja YSA-alueilla kirjattu yhteensä 576 ha, eli selvästi enemmän kuin paahderinteitä.

Luontodirektiivin luontotyyppiä *harjumetsät* on SutiGIS-kuviotietojärjestelmän mukaan Metsähallituksen mailla ja yksityisillä suojelualueilla yhteensä 18 056 ha (Elisa Pääkkö, Metsähallitus, kirj. tiedonanto 29.10.2012). Näistä luontopalveluiden hallinnassa olevilla alueella on noin 11 400 ha, metsätalouden alueilla lähes 5 000 ha ja yksityisillä suojelualueilla vajaa 1 700 ha. Luontodirektiivin harjumetsiin kuuluvat harjujen sekä valo- että varjorinteet ja lakialueet. Kohteen edustavuuden perusteella voidaan arvioida paahdelajiston esiintymistä ja sitä kautta valorinteiden osuutta (Petri Silvennoinen, Metsähallitus, suull. tiedonanto 2012). Edustavuudeltaan erinomaisia kohteita on kirjattu 716 ha ja hyviä 2 982 ha. Kaikkien erinomaisten ja ainakin osan hyvistä kohteista voidaan arvioida olevan tarkasteltavaa luontotyyppiä.

Hoito- ja ennallistamistarve

Hoito- ja ennallistamistarve Etelä-Suomessa: suuri

Hoito- ja ennallistamistarve Pohjois-Suomessa: kohtalainen–suuri

Harjumetsien hoito on ollut pääasiassa maisemallisesti painottunutta. Monet harjumetsät ovatkin maisemallisesti edustavia, mutta talousmetsinä hoidettuina puustorakenteeltaan yksipuolisia ja monimuotoisuusarvoiltaan heikkoja. Pohjakerrosta voi peittää paksu karike- ja kunnakerros, ja paahdelajistoa esiintyy enää muun muassa polkujen, tieurien ja sähkölinjojen varsilla.

Luontotyypin esiintymillä on erittäin suuri ennallistamis- ja hoitotarve. Vuosina 2006–2008 toteutetussa SYKEN koordinoimassa Harjumetsien paahdeympäristöjen nykytila ja hoito -yhteistyöhankkeessa inventoitiin yhteensä 30 000 ha valtion, yritysten ja yksityisten mailla olevia harjualueita (sisältäen sekä valo- että varjorinteitä ja lakialueita). Inventoidulta alueelta löydettiin 120 ha harjujen paahderinteitä, jotka soveltuivat hoitokohteiksi. SYKEN inventoimalta 14 300 hehtaarin osa-alueelta hoitokohteiksi sopivia paahderinteitä löydettiin 52 ha. Näistä ainoastaan 1,7 ha oli lähes luonnontilaisia eikä vaatinut välittömiä hoitotoimia. (Kittamaa ym. 2009)

Luontotyypin hoidon tavoitteena on ylläpitää olemassa olevia paahdeympäristöjä ja parantaa niiden edustavuutta sekä palauttaa luonnontilaltaan heikentyneiden kohteiden keskeiset ominaispiirteet siten, että tavoitteena on vähintään luonnontilaisen kaltaiset esiintymät. Luonnonhoidon menetelmät harjujen valorinteiden hoidossa ovat varjostavan puuston vähentäminen, aluskasvillisuuden raivaus ja kivennäismaan paljastaminen sekä poltto. Hoitotoimien tavoitteena on lisätä kohteiden valoisuutta ja paahteisuutta puustoa ja aluskasvillisuutta poistamalla sekä luoda paljaita kivennäismaalokkoja kasvien siementen itämistä varten ja paahdehyönteisten elinympäristöksi. (Kittamaa ym. 2009) Hoidon avulla varmistetaan harvinaistuneiden paahdelajien populaatioiden elinvoimaisuus ja leviämismahdollisuudet (Tukia ja Similä 2011).

Varjostavan puuston poisto on valorinteiden hoidossa kiireellisintä. Puustoa aukottamalla voidaan luoda paahdeympäristöjä, jotka muistuttavat luontaisen häiriödynamiikan synnyttämiä puuttomia tai vähäpuustoisia sukkessiovaiheita. Isot lehtipuut ja kuolleet puut sekä yksittäiset järeät männyt säästetään monimuotoisuuden vuoksi ja maisemallisista syistä. Puusto avataan aukoittain, jolloin saadaan vaihteleva puustorakenne aukkoineen ja pystypuuryhmineen. Puuston poisto kerralla laajalta alueelta voi johtaa liialliseen heinittymiseen. Lahopuun määrän lisääminen on tärkeää, minkä vuoksi kuolleet puut sekä osa kaadetuista rungoista jätetään lahopuiksi. Oksat ym. hakkuutähde kuljetetaan pois tai poltetaan. (Tukia ja Similä 2011)

Kivennäismaan paljastaminen tehdään varvikkoa, sammalia, jäkäliä, kariketta ja kunntaa poistamalla. Maanpintaa rikkomalla saadaan kivennäismaata esille paksunkin kunnakerroksen alta. Paljas kivennäismaa on tärkeä kasvien siementen itämiselle. Myös monet paahdeympäristöjen hyönteiset tarvitsevat paljasta maata pesäkolonien kaivamiseen. Raivaustähteet ja irrotettu kunta tulee polttaa tai siirtää pois, sillä muutoin ne peittävät ja tukahduttavat paahdelajiston ja rehevöittävät rinteitä pitkän aikaa. (Tukia ja Similä 2011)

Metsäpalojen torjunnan myötä harjunrinteille ominaisia luonnonkuloja ei juuri enää ole. Tulen vaikutusten palauttaminen (ennallistamispoltto, luonnonhoidolliset kulotukset) on erityisen tärkeää suojelualueiden hoidossa. Jyrkkien rinteiden *polttaminen* on uusi, teknisesti vaativa työtapo hoitaa paahderinteiden monimuotoisuutta ja palauttaa niiden lajistollisia arvoja (Harri Tukia, Suomen ympäristökeskus, suull. tiedonanto 2012). Jyrkkien rinteiden polttamisen menetelmät ja polttojen turvallinen tekninen toteuttaminen ovat viime aikoina kehittyneet merkittävästi. Pohjavesien suojeleminen ja maisemalliset näkökohdat on aina otettava huomioon kaikissa hoitotoimissa. Harjumetsien luontaisia rakennepiirteitä on mahdollista säilyttää metsänhoidolla, joka jäljittelee vaikutuksiltaan metsäpaloja. Olennaista on, ettei missään vaiheessa synny niin tiheitä heinikoita tai taimikoita eikä paksua kunntaa, että harjukasvillisuus tukahtuu. (Tukia ja Similä 2011)

Edellä mainitussa Harjumetsien paahdeympäristöjen nykytila ja hoito -yhteistyöhankkeessa toteutettiin kymmenkunta paahdeympäristöjen hoitokohdetta. Hankkeen tulosten perusteella paahderinteiden ominaispiirteiden palauttaminen hoitotoimin on mahdollista lyhyelläkin aikavälillä (Kittamaa ym. 2009). Ensisijaisesti tulee hoitaa kohteita, joilla kasvaa valorinteille luonteenomaisia kasvilajeja, kuten kangasajuruohoa (*Thymus serpyllum*) ja kissankäpälää (*Antennaria dioica*), vaikka hyvinkin heikentyneinä esiintyminä. Toissijaisesti voidaan hoitaa kohteita, joilla edellytykset palautumiselle ovat hyvät ja paahdelajistoa löytyy esimerkiksi lähellä sijaitsevista uusympäristöistä (Kittamaa ym. 2009). Lajiston palautumisen kannalta ennallistaminen on tehokkainta Etelä-Suomen laajoilla harju- ja reunamuodostumilla, joiden lähistöllä on vielä jäljellä harjulajistoa tai jotka ovat toimineet harjukasvien leviämisreitteinä (Kittamaa ym. 2009).

Vuosina 2003–2010 Metsähallituksen luontopalvelut on hoitanut suojelualueiden harjumetsiä yhteensä noin 100 ha monimuotoisuusarvojen lisäämiseksi. Hoitotoimet ovat olleet varjostavan puuston poistoa, aluskasvillisuuden poistoa ja kivennäismaan rikkomista sekä luonnonhoidollisia polttoja. Yksityismaiden paahdeympäristöjen luonnonhoitohankkeita on toteutettu yhteensä 21 ha, ja suunnittelua on tehty 1 173 hehtaarille osana METSO-elinympäristöjen hoito- ja kunnostustöitä (ks. edellä METSO-ohjelman valintaperusteet). Nykyinen hoitotoimien määrä on riittämätön.

Harjujen valorinteiden hoitotapoja kehitetään edelleen SYKEN koordinoimassa valtakunnallisessa Harjumetsien paahde-elinympäristöverkostot -luonnonhoitohankkeessa, jota toteutetaan vuosina 2011–2013 (Suomen ympäristökeskus 2012a). Hankkeen tavoitteena on perustaa halukkaiden maanomistajien ja hankekumppaneiden kanssa kaksi paikallista tai alueellista paahde-elinympäristöverkostoa ja priorisoida elinympäristöverkoston lajien ja luontotyyppien hoidon ja suojelun tarve. Hankkeessa määritellään myös perusteet harjumetsien paahdeympäristöjen monimuotoisuuden arviointiin. Lisäksi tehdään hoitokohteisiin ja lajisiirtoihin liittyviä seurantoja ja kehitetään hoitomenetelmiä. Hankkeessa tuotetaan käytännön opas ja ohjemateriaalia talousmetsissä tapahtuvaan metsäisten paahdeympäristöjen hoitoon.

Suojelutilanteen parantaminen

Ehdotus keinoiksi suojelutilanteen parantamiseksi: Luontotyyppi lisätään metsälain 10 § erityisen tärkeisiin elinympäristöihin. Metsänhoitotoimet toteutetaan siten, että luontotyypin ominaispiirteet säilyvät tai heikentyneillä kohteilla paranevat.

Harjujen valorinteiden turvaamisessa on keskeistä koko harjualueen/harjumetsän turvaaminen ja tarvittavien luonnonhoitotoimien toteuttaminen sekä harjumetsien huomioon ottaminen metsätalouden suunnittelussa ja käytännön toteuttamisessa (metsänhoitosuosituksen, metsäsertifiointi). Harjujen valorinteet tarvitsevat pääsääntöisesti ennallistamista ja/tai hoitoa.

Kohteita, joiden ominaispiirteet ovat huomattavasti heikentyneet, tulisi ennallistaa ja hoitaa niin talousmetsissä kuin suojelualueillakin (luonnonhoitohankkeet). Myös METSO-elinympäristöjen hoito- ja kunnostustöitä tulisi suunnata enenevästi luontotyypin kohteille. Maa-ainelain mukaisia maa-ainesten ottolupia ei tule myöntää luontotyypin kohteille.

Yhteydet lajisuojeluun

Harjumetsien valorinteet ovat useiden uhanalaisten lajien elinympäristöjä. Lajit ovat sopeutuneet kuiviin ja paahteisiin olosuhteisiin sekä olosuhteiden voimakkaaseen vaihteluun. Suurin osa näistä lajeista on hyönteisiä, kuten harjusiniisiipi (*Scolitantides vicrama*) ja palosirkka (*Psophus striludus*). Myös valorinteiden kasvilajeissa on uhanalaisia lajeja, kuten hämeen kylmänkukka (*Pulsatilla patens*) ja hietaneilikka (*Dianthus arenarius* ssp. *borussicus*). Myös monien yleisempien harjukasvien, kuten ahokissankäpälän ja kangasajuruohon kannat ovat taantuneet selvästi, ja lajit on arvioitu silmälläpidettäviksi (NT; Rassi ym. 2010). Näiden kasvilajien merkitystä lisää se, että monet paahdeympäristöjen hyönteislajit ovat erikoistuneet käyttämään toukkavaiheessa ravintokasvinaan vain yhtä kasvilajia, joista erityisesti juuri ahokissankäpälää ja kangasajuruohoa. Erikoistunutta lajistoa elää myös muilla kasvilajeilla. Tiettyihin ravintokasveihin erikoistuneille hyönteisille näiden kasvien esiintyminen on elinehto, mutta ei kuitenkaan elinympäristön ainoa välttämätön ominaispiirre. Monet hyönteiset vaativat lisäksi esimerkiksi paljasta hiekkaa, johon kaivautua, mesikasveja aikuisvaiheen ravinnoksi tai muiden lajien, kuten muurahaisten läsnäoloa. (Hyvärinen 2011a) Myös kaatuneet puut ovat pienilmastoltaan äärevillä harjujen valorinteilla tärkeitä levähdys- ja paistattelupaikkoja lentäville hyönteisille.

Taulukko 4. Harjumetsien paahdeympäristöjen harvinaisia ja tyypillisiä putkilokasvilajeja. Uhanalaisuusluokat Rassin ym. (2010) mukaan. CR = äärimmäisen uhanalainen, EN = erittäin uhanalainen, VU = vaarantunut, NT = silmälläpidettävä, LC = elinvoimainen. Lähde: Hyvärinen 2011a.

Tieteellinen nimi	Suomenkielinen nimi	Uhanalaisuusluokka
<i>Antennaria dioica</i>	ahokissankäpä	NT
<i>Anthyllis vulneraria</i> ssp. <i>lapponica</i>	pohjanmasmalo	NT
<i>Anthyllis vulneraria</i> ssp. <i>polyphylla</i>	idänmasmalo	CR
<i>Arctostaphylos uva-ursi</i>	sianpuolukka	LC
<i>Astragalus alpinus</i>	tunturikurjenherne	LC
<i>Carex ericetorum</i>	kanervisara	LC
<i>Carex pediformis</i>	jalkasara	LC
<i>Chimaphila umbellata</i>	sarjatalvikki	NT
<i>Dianthus arenarius</i> ssp. <i>borussicus</i>	hietaneilikka	EN
<i>Diphasiastrum tristachyum</i>	harjukeltalieko	EN
<i>Gypsophila fastigiata</i>	kangasraunikki	EN
<i>Hypochoeris maculata</i>	häränsilmä	LC
<i>Lotus corniculatus</i>	keltamaite	LC
<i>Oxytropis campestris</i>	idänkeulankärki	LC
<i>Pulsatilla patens</i>	hämeen kylmänkukka	EN
<i>Pulsatilla vernalis</i>	kangasvuokko	VU
<i>Scorzonera humilis</i>	sikokuuri	LC
<i>Silene nutans</i>	nuokkukohokki	LC
<i>Thymus serpyllum</i> ssp. <i>serpyllum</i>	kangasjuruoho	NT
<i>Viola rupestris</i>	hietaorvokki	LC

Harjumetsät on 112 uhanalaisen lajin ensisijainen elinympäristö (taulukko 5; Rassi ym. 2010). Uhanalaisia, ensisijaisesti harjumetsien lajeja on etenkin perhosissa (50 lajia), pistiäisissä (23 lajia) ja yhtäläissiipisissä (19 lajia), mutta uhanalaisia ensisijaisesti harjulajeja on myös muun muassa putkilokasveissa ja kovakuoriaisissa. Ainoana elinympäristönä harjumetsät ovat 25 uhanalaiselle lajille. Kaiken kaikkiaan harjumetsät ovat ensi- tai toissijaisena elinympäristönä 159 uhanalaiselle lajille.

Vaikka harjumetsät ovat pinta-alaltaan vain pieni osa Suomen metsistä, uhanalaisista metsälajeista ensisijaisia harjumetsien lajeja on 13,8 %. Suurin osa näistä on harvapuustoisten, paahteisten elinympäristöjen lajeja (Rassi ym. 2010).

Luontodirektiivin liitteiden II tai IV lajeista harjumetsät voivat olla elinympäristönä hämeen kylmänkukalle ja muurahaissiniiville (*Glaucopsyche arion*) sekä liitteen V lieoille (*Lycopodium* sp.). Näistä erityisesti uhanalainen (EN) harjukeltalieko (*Diphasiastrum tristachyum*) on aukkoisten, kuivien harjumänniköiden laji. Sen uhkana on muun muassa risteytyminen (Kurtto 2012), ja kangaskeltalieon (*Diphasiastrum complanatum*) ja harjukeltalieon risteymää, nummikeltaliekoa (*Diphasiastrum x zeileri*) tavataan harjumetsissä yleisesti.

Lintudirektiivin liitteen I lajeista harjumetsät ovat kehrääjän (*Caprimulgus europaeus*) ja kangaskiurun (*Lullula arborea*) tärkeitä elinympäristöjä. Harjumetsät kuuluvat myös kulorastaan (*Turdus viscivorus*) elinympäristöihin.

Osa paahdelajeista pystyy elämään myös ihmisen muuttamissa ns. uusympäristöissä, joita ovat mm. teiden ja ratojen sora- ja hiekkapenkereet, sähkölinjojen aluset, ampuma-alueet ja lentokentät. Näistä ympäristöistä lajit voivat myös levitä takaisin luonnonympäristöön. (Hyvärinen 2011b)

Taulukko 5. Harjujen kangasmetsissä ensi- ja toissijaisesti elävien punaisen listan (uhanalaiset, silmälläpidettävät, puutteellisesti tunnetut, hävinneet) lajien määrä eliöryhmittäin ja uhanalaisuusluokittain (Rassi ym. 2010). RE = hävinnyt, CR = äärimmäisen uhanalainen, EN = erittäin uhanalainen, VU = vaarantunut, NT = silmälläpidettävä, DD = puutteellisesti tunnettu. Lähde: Hyvärinen 2011a.

Eliöryhmä	Ensisijainen elinympäristö							Toissijainen elinympäristö							Kaikki yht.
	RE	CR	EN	VU	NT	DD	Yht.	RE	CR	EN	VU	NT	DD	Yht.	
Putkilokasvit		1	4	2	3		10					2		2	12
Sienet			1		1		2								2
Hämähäkit				1			1					1		1	2
Suorasiipiset		1		1			2								2
Luteet				1	1		2			1				1	3
Yhtäläissiipiset	1	2	9	8	6	4	30	1			5	2		8	38
Ripsiäiset					2		2								2
Perhoset	3	7	23	20	24	2	79		3	14	7	8	1	33	112
Kärpäset		1	1		3		5	2			1	3		6	11
Kierresiipiset					2		2								2
Pistiäiset	3	4	9	10	22	1	49	3	3	5	4	6		21	70
Kovakuoriaiset	2		2	4	4		12	1		2	2	2		7	19
Yhteensä	9	16	49	47	68	7	196	7	6	22	19	24	1	79	275

Biologinen kuvaus

Varsinainen harjumetsäkasvillisuus keskittyy korkeiden harjujen paisterinteille. Rinteet paljastuvat lumen alta varhain keväällä ja säilyvät paahteisina läpi kasvukauden. Rapautuminen on tehokasta ja eloperäinen aines hajoaa nopeasti. Maannos on heikosti podsoloitunutta, usein hienojakoista ja ravinteista. Harjumetsien valorinteiden puusto on harvaa ja valtapuuna on mänty (*Pinus sylvestris*). Muita puulajeja ovat kuusi (*Picea abies*), rauduskoivu (*Betula pendula*), hieskoivu (*B. pubescens*) ja haapa (*Populus tremula*). Puuston ikä- ja kokojakauma on vaihteleva, ja harjumetsissä kasvaa nuoria häiriön jälkeen syntyneitä taimia ja taimiryhmiä sekä ikivanhoja järeitä ylispuumäntyjä. Edustavalle valorinteelle on ominaista kasvillisuuden pohjakerroksen aukkoisuus ja ohut humuskerros. Valtalajeina esiintyvien karujen ja kuivien mäntykankaiden kasvien lisäksi kasvaa harjuille tyypillisiä lajeja. (Tonteri ym. 2008b)

Karuissa harjumetsissä on pohjakerroksessa runsaasti jäkälä. Yleisiä lajeja ovat palleroporonjäkälä (*Cladonia stellaris*), valkoporonjäkälä (*C. arbuscula*), harmaaporonjäkälä (*C. rangiferina*), isohirvenjäkälä (*Cetraria islandica*), punapäätörvijäkälä (*Cladonia coccifera*) ja puikkotorvijäkälä (*C. cornuta*). Rehevämmillä kasvupaikoilla jäkälän osuus vähenee ja sammalten, erityisesti seinäsammalten (*Pleurozium schreberi*), osuus lisääntyy. Harjumetsien kenttäkerroksen valtalajeja ovat varvut kuten puolukka (*Vaccinium vitis-idaea*), kanerva (*Calluna vulgaris*), sianpuolukka (*Arctostaphylos uva-ursi*), variksenmarja (*Empetrum nigrum*) sekä jossakin määrin myös mustikka (*Vaccinium myrtillus*). Avoimilla kasvupaikoilla heinät kuten metsälauha (*Deschampsia flexuosa*) ja metsäkastikka (*Calamagrostis arundinacea*) yleistyvät. Harjuilla pensaskerros on niukka. Katajaa (*Juniperus communis*) voi kasvaa paikoitellen. (Tonteri ym. 2008b)

Monimuotoisinta harjukasvillisuus on hemiboreaalisessa vyöhykkeessä ja eteläboreaalisessa vuokko-vyöhykkeessä, etenkin Kanta-Hämeessä. Täällä harjujen paisterinteillä esiintyy lämpöä vaativia itäisiä arokasveja sekä eteläisiä lehtokasveja. Kuitenkin myös pohjoisempien harjujen kasvillisuudessa on karujen harjumetsien ominaispiirteitä, jotka eroavat muista kivennäismaan metsistä. Harjunrinteiden metsätyypit vaihtelevat kuivista kangasmetsistä alarinteiden tuoreisiin lehtoihin. (Etelä-Suomen ja Pohjanmaan metsien suojelun tarve -työryhmä 2000)

Luontotyyppiä esiintyy myös supprien valorinteilla. Niiden kasvillisuuden erityispiirteistä tiedetään toistaiseksi hyvin vähän, mutta myös niillä voi esiintyä valorinteille tyypillistä paahdelajistoa.

Harjujen valorinteiltä on kuvattu oma metsätyyppisarjansa, jossa on vastintyyppi eli harjuvariantit tavallisten kangasmaiden metsätyypeille (Jalas 1961; taulukko 6). **Häränsilmä-kanervatyyppi** on harjumetsätyypeistä karuin ja vastaa kanervatyyppiä. Puusto on matalaa ja harvaa männikköä. Kenttäkerros on sianpuolukka- ja puolukkavaltainen, ja pohjakerros poronjäkälävaltainen. Harvakseltaan voi esiintyä harjuille tyypillistä lajistoa kuten häränsilmää (*Hypochaeris maculata*), kalliokielloa (*Polygonatum odoratum*) ja kangasajuruohoa.

Kangasmetsien puolukkatyyppiin (VT) rinnastettavia harjujen metsäkasvillisuustyyppiä on kaksi. **Häränsilmä-puolukkatyyppi** muistuttaa häränsilmä-kanervatyyppiä, mutta puolukka ja sammalet ovat runsampia ja poronjäkälät niukempia. Myös puuston kasvu on parempaa. Kangasajuruoho ja kissankäpäle ovat luonteenomaisia karuimmille harjumetsätyypeille. **Puolukka-mansikkatyyppi** on jo puolirehevä ja poikkeaa selvemmin tavallisten kangasmaiden puolukkatyyppistä. Kenttäkerroksessa on runsaasti ruohoja, etenkin hernekasveja sekä heiniä. Varsinaisia harjukasveja esiintyy eniten tässä tyyppissä, ja lajistoon voivat kuulua esimerkiksi harjumasmalo (*Anthyllis vulneraria* ssp. *fennica*), tunturikurjenherne (*Astragalus alpinus*), metsämaarianheinä (*Hierochloa australis*) ja idänkeulankärki (*Oxytropis campestris*) sekä hyvin harvinainen harjukeltalieko. (Etelä-Suomen ja Pohjanmaan metsien suojelun tarve -työryhmä 2000)

Puolukka-lillukkatyyppissä sammalvaltainen pohjakerro on jo sen verran sulkeutunut, että varsinaisia harjukasvilajeja on vähemmän. Tyyppi kuuluu kuiviin lehtoihin, joten varpujen peittävyys on melko alhainen ja lajistossa esiintyy lehtokasveja kuten sinivuokkoa (*Hepatica nobilis*), kevätlinnunhernettä (*Lathyrus vernus*) ja nuokkuhelmikkää (*Melica nutans*). **Helmikkä-linnunhernetyyppi** on hemiboreaaliselle vyöhykkeelle sekä eteläboreaaliselle vuokkovyöhykkeelle rajoittunut kuivan lehdon tyyppi, jonka kasvillisuudessa on hieman enemmän reheviä piirteitä kuin edellisessä tyyppissä, mm. pensaskerro voi olla runsas. Näiden varsinaisten harjumetsätyyppien lisäksi harjujen rehevillä alarinteillä esiintyy myös käenkaali-oravanmarjatyyppin ja sinivuokko-käenkaalityypin tuoreita lehtoja. (Etelä-Suomen ja Pohjanmaan metsien suojelun tarve -työryhmä 2000)

Taulukko 6. Harjumetsätyypit eli metsäkasvillisuuden harjuvariantit ja niitä vastaavat metsätyypit. Harjujen alarinteillä esiintyvistä tuoreista lehdoista ei ole erotettu harjuvariantteja. Lähde: Etelä-Suomen ja Pohjanmaan metsien suojelun tarve -työryhmä 2000; Jalas 1961.

Harjumetsätyypit	Vastaavat metsätyypit
Häränsilmä-kanervatyyppi, HyCT	Kanervatyyppi, CT
Häränsilmä-puolukkatyyppi, HyVT	Puolukkatyyppi, VT
Puolukka-mansikkatyyppi, VFrT	Puolukkatyyppi, VT
Puolukka-lillukkatyyppi, VRT	Mustikkatyyppi, MT ja käenkaali-mustikkatyyppi, OMT
Helmikkä-linnunhernetyyppi, MeLaT	Käenkaali-mustikkatyyppi, OMT
Harjujen alarinteiden tuoreet lehtotyypit Käenkaali-oravanmarjatyyppi (OMaT) Sinivuokko-käenkaalityyppi (HeOT)	

Tarkkaa tietoa harjuvarianttien nykyisestä esiintymisestä ei ole, joten on epäselvää esiintyykö edellä kuvattuja harjumetsätyyppejä enää edustavina. Valorinteiden umpeenkasvu on joka tapauksessa johtanut siihen, että laadultaan nämä elinympäristöt ovat voimakkaasti heikentyneitä. Metsähallituksen luontotyyppi-inventoinnissa harjuvariantteja on kirjattu vajaa 600 ha (ks. Suojelutilanne edellä).

Tarkemmin harjumetsien valorinteiden omaleimaista eliölajistoa on kuvattu edellä (ks. Yhteydet lajisuojeluun).

LIITE 2/4

Dyynimetsät

Määritelmä

Dyynimetsiin luetaan sekä rannikon metsäiset dyynit että sisämaan dyynimetsät. Dyynimetsien puusto on yleensä mäntyä. Luontotyyppiin eivät kuulu tunturikoivuvyöhykkeen tunturikoivua kasvavat dyynit. Dyynit syntyvät tuulen liikuttaessa ja kerrostaessa hiekka, jota kasvillisuus alkaa sitoa. Dyynien maaperä on hyvin lajittunutta. Sen raekoko on noin 0,06–0,6 mm eli aines on pääosin karkeaa hietaa ja hienoa hiekkaa.

Uhanalaisuus

Tässä tarkasteltavaan dyynimetsien luontotyyppiin luetaan luontotyyppien uhanalaisuuden arvioinnissa (LuTU) omina luontotyyppinä kuvatut sisämaan dyynimetsät ja rannikon metsäiset dyynit. Ne molemmat on arvioitu koko maassa vaarantuneiksi (VU) luontotyypeiksi (Tonteri ym. 2008b; Kekäläinen ym. 2008).

	Koko maa	Etelä-Suomi	Pohjois-Suomi
Sisämaan dyynimetsät	VU	VU	NT
Rannikon metsäiset dyynit	VU	VU	-

Luontotyyppin pinta-ala on vähentynyt etenkin rannikon metsäisten dyynien pinta-alan supistuttua rakentamisen seurauksena. Luontotyyppin esiintymien laatu on heikentynyt sekä sisämaassa että rannikolla.

Uhanalaistumisen syyt

Metsätalous, rakentaminen, kuluminen, hiekanotto, rehevöittävä laskeuma, metsäpalojen puute, porolaidunnus.

Etenkin rannikolla metsäisten dyynien pinta-ala on vähentynyt rantarakentamisen ja virkistyskäytön vuoksi. Lisääntyneen matkailun seurauksena myös kuluminen on lisääntynyt. Metsätalous ja metsäpalojen torjunta ovat muuttaneet puuston luonnontilaa, ja metsäkoneet ja muu maastoajo ovat kuluttaneet dyynimuotoja. Kulumisen vuoksi dyynien eroosio voi lisääntyä. Luonnonkulot ovat aiemmin karuunnuttaneet dyynimetsiä, ja niiden loppuminen näkyy pintakasvillisuuden muuttumisena ja kivennäismaapaljastumien sulkeutumisena.

Uhkatekijät

Metsätalous, rakentaminen, kuluminen, hiekanotto, rehevöittävä laskeuma, metsäpalojen puute, porolaidunnus.

Dyynimetsien uhkatekijät ovat pitkälle samat kuin uhanalaistumisen syyt. Rannikon dyynimetsiä uhkaa erityisesti rakentaminen ja sen kautta myös lisääntyvä kuluminen. Metsätaloustoimien seurauksena puuston luonnontilaisuus vähenee ja metsäkoneiden liikkuminen voi kuluttaa dyynimuotoja. Yleinen rehevöitymiskehitys aiheuttaa dyynimetsien kuivien kasvupaikkatyyppien tuoreentumista. Hiekanotto voi uhata osaa dyynimetsistä, sillä harjujen, deltojen ja lajittuneiden reunamuodostumien pinnalla olevia tuuli- ja rantakerrostumia käytetään yleisesti otettaessa maa-aineksia alla olevasta lajittuneesta reunamuodostumasta. (Mäkinen ym. 2011; Tonteri ym. 2008b) Hiekanotto kotitarpeiksi voi myös paikallisesti tuhota tai heikentää luontotyyppin esiintymiä.

Keskeiset ominaispiirteet luonnontilaisella kohteella (tavoitetila)

Rakenne: Dyynimuotojen eheys, puuston luonnontilaisuus (järeitä puita, jonkin verran lahoppuuta), paljaan hiekan laikkujen esiintyminen, kasvillisuuden aukkoisuus, paahderinteillä arvokkaan paahdelajiston esiintyminen.

Toiminta: Dyynimuotojen pysyvyys, palon tai vastaavan häiriön ajoittainen esiintyminen.

Levinneisyys

Sisämaan dyynimetsiä tavataan koko maassa. Dyynien synnylle otollisia seutuja ovat olleet hiekkaiset alueet kuten harjut, reunamuodostumat ja jäätiköltä virranneiden jokien suistot. Dyynimetsiä on etenkin

Pohjois-Karjalassa, Kainuussa, Pohjois-Pohjanmaalla ja Lapissa. Merkittävin sisämaan dyynialue on Kainuun ja Pohjois-Pohjanmaan rajalla sijaitseva Rokuan alue.

Rannikon dyynimetsiä esiintyy dyynialueiden yhteydessä erityisesti Perämeren rannikolla, mutta myös Selkämeren rannikolla ja Hankoniemellä. Laajimmat rannikon metsäiset dyynialueet ovat Hailuodossa, Siikajoen Tauvossa, Kalajoella, Kokkolan Vattajalla, Porin Yyterissä sekä Hankoniemellä. (Mäkinen ym. 2011)

Pinta-ala

Koko maa: alle 50 000 ha, arvio epävarma

Dyynimetsien kokonaispinta-alasta Suomessa ei ole tarkkaa tietoa. Arvokkaiden tuuli- ja rantakerrostumien inventointihankkeen (TUURA) mukaan tuulikerrostumien ja tuuli- ja rantakerrostumien yhdistelmämuodostumien kokonaispinta-alaksi on arvioitu 55 000 ha (Mäkinen ym. 2011). Tässä ovat mukana sekä avoimet rantadyynit että tunturipaljakan ja tunturikoivuvyöhykkeen avoimet ja tunturikoivua kasvavat dyynit. Avoimia rantadyynejä on 934 ha (Mäkinen ym. 2011) ja tunturialueen dyynejä karkeasti arvioiden noin 7 200 ha (TUURA 2012). Näin ollen dyynimetsien kokonaisalaksi jää noin 47 000 ha.

TUURA-hankkeessa tuuli- ja rantakerrostumat arvotettiin valtakunnallisesti arvokkaisiin (arvoluokat 1–4; 1:erittäin merkittävä, 2:hyvin merkittävä, 3:merkittävä, 4:vähemmän merkittävä) ja seudullisiin (arvoluokka 5) muodostumiin. Arvotus perustuu pääasiassa geologisiin tekijöihin sekä osin biologisiin ja maisemallisiin tekijöihin. Myös muut tekijät, kuten kohteen virkistyskäyttö, kulttuurihistoria, pohjavesi, luonnontilaisuus ja lähiympäristö ovat saattaneet joissakin tapauksissa vaikuttaa kohteen arvoon (Mäkinen ym. 2011). Valtakunnallisesti arvokkaita dyynimetsiä on hankkeen tulosten mukaan (Mäkinen ym. 2011) runsas 34 000 ha (taulukko 1). Tästä erittäin merkittäviä, hyvin merkittäviä ja merkittäviä dyynimetsiä on vajaat 25 000 ha. Arvoluokan yksi erittäin merkittävästä dyynimetsistä valtaosa, runsas 8 000 ha, sijaitsee Rokualla. Muita erittäin merkittäviä ja laajoja (> 100 ha) kohteita on mm. Kokkolan Vattajanniemellä, Inarin Tirrossa ja Pahtavaaralla, Enontekiön Hietatievoilla, Hailuodon Hyypänmäellä ja Kajaanin Ärjänsaarella (TUURA 2012). Hyvin merkittäviä dyynimetsiä on runsaat 5 000 ha, joista yli 100 hehtaarin kohteita löytyy Hangosta, Vieremältä, Isojoelta, Hailuodosta, Kuusamosta, Hyrynsalmelta, Kajaanista, Sotkamosta, Suomussalmelta, Posiolta, Inarista ja Enontekiöltä. Valtakunnallisesti merkittäviä dyynimetsiä on yhteensä lähes 8 000 ha, joista valtaosa on Kainuussa ja Lapissa (taulukko 1).

Taulukko 1. Valtakunnallisesti arvokkaiden (arvoluokat 1–4; Mäkinen ym. 2011) tuulikerrostumien ja tuuli- ja rantakerrostumien yhdistelmien pinta-alat (ha) maakunnittain ja arvoluokittain. Muodostuma on merkitty kokonaan sen maakunnan alueelle, jossa valtaosa kohteesta sijaitsee. Mukana ovat metsäiset dyynit tunturikoivua kasvavia dyynejä lukuun ottamatta. Lähde: TUURA 2012.

Maakunta	Arvoluokka				Pinta-ala yht. (ha)
	Erittäin merkittävä (1)	Hyvin merkittävä (2)	Merkittävä (3)	Vähemmän merkittävä (4)	
Uusimaa	85	552	50		687
Varsinais-Suomi				44	44
Satakunta	82	4	471		557
Kanta-Häme				70	70
Pirkanmaa			54		54
Kymenlaakso				0	0
Etelä-Karjala				5	5
Etelä-Savo				6	6
Pohjois-Savo		107		181	288
Pohjois-Karjala			520	242	762
Keski-Suomi			109	70	179
Pohjanmaa	979	1 822	1 699	5 152	9 652
Kainuu	8 371	1 051	2 341	1 085	12 848
Lappi	2 052	1 546	2 674	3 148	9 420
Yhteensä (ha)	11 569	5 082	7 918	10 003	34 572

Merkittävimmällä sisämaan dyynialueella Rokualla esiintyy erityisesti tuuli- ja rantakerrostumien yhdistelmiä, eli harjuille on kerrostunut dyynejä. Rokuan dyynialueen pinta-ala on 8 102 ha, josta arviolta noin 80 %:lla on dyynimuodostumia (Jari Teeriaho, Suomen ympäristökeskus, suull. tiedonanto 2012). Näistä vain pieni osa sijaitsee Rokuan kansallispuistossa.

TUURA-hankkeessa inventoitavien alueiden esivalinta tapahtui maaperäkartojen, muun geologisen ja biologisen aineiston sekä kirjallisuuden perusteella. Inventoinnista puuttuvat Ahvenanmaan sekä rannikon pienten saarten kohteet. Kohteiden pinta-alat sisältävät jossakin määrin myös dyynien välisiä deflaatioalueita, jotka voivat nykyisin olla esim. erilaisia metsiä, soistumia ja soita.

Luontotyyppien uhanalaisuuden arvioinnissa sisämaan dyynimetsien pinta-alaa ei arvioitu, mutta rannikon metsäisten dyynien pinta-alaksi arvioitiin yli 6 000 ha (Kekäläinen ym. 2008).

Luontodirektiivin raportoinnissa 2007 metsäisten dyynien kokonaispinta-alaksi boreaalisella luonnonmaantieteellisellä alueella on ilmoitettu 6 000 ha (Ympäristöhallinto 2009). Direktiivin luontotyyppiin kuuluvat vain rannikon metsäiset dyynit.

Kaiken kaikkiaan dyynimetsien kokonaispinta-ala-arvioksi voidaan karkeasti antaa enintään 50 000 ha. Pinta-alan suuruusluokkaa on arvioitu erityisesti TUURA-hankkeen tietojen pohjalta. Ottaen huomioon, että hankkeessa dyynimuodostumat ja -alueet on rajattu melko laajoina kuvioina sisältäen usein myös dyynien välisiä metsiä, soistumia ja soita, pinta-ala-arvio on todennäköisesti liian suuri pelkille dyynimetsille.

Yhteydet hallinnollisiin luokitteluihin

Luonnonsuojelulain luontotyypit (29 §): Ei vastaavuutta. Osa vähäpuustoisista dyynimetsistä voi kuitenkin sisältyä osana luonnonsuojelulain suojeltuun luontotyyppiin *puuttomat ja vähäpuustoiset hiekkadyynit*.

Metsälain erityisen tärkeät elinympäristöt (10 §): Vähäpuustoisin osa dyynimetsistä voi sisältyä *karukkokankaista puuntuotannollisesti vähätuottoisempiin hietikoihin*. Metsälain perustelujen mukaan näiden heikko puuntuotoskyky voi johtua paitsi kosteusolosuhteista (kuivuus), myös kasveille epäedullisesta ravinnetilanteesta. Alueiden erikoisten ekologisten olosuhteiden vuoksi eliölajistossa on muusta metsäluonnosta poikkeavia piirteitä ja niillä on usein suhteellisen luonnontilaisena säilynyttä puustoa vanhoine järeine ylispuineen. Meriluodon ja Soinisen (1998) mukaan tähän ryhmään kuuluvat kitu- ja joutomaiden hietikot voivat olla muun muassa muinaisia ranta- ja suistomaita sekä dyynialueita. Tietoa siitä, onko vähäpuustoisimpia dyynimetsiä käytännössä luettu em. metsälain erityisen tärkeäksi elinympäristöksi ei ole.

Vesilain suojaamat pienvesityypit (2 luku 11 §): ei vastaavuutta

Luontodirektiivin luontotyypit: Osa dyynimetsistä (rannikon metsäiset dyynit) kuuluu luontodirektiivin luontotyyppiin *metsäiset dyynit*.

METSO-ohjelman valintaperusteet

Rannikolla sijaitsevat dyynimetsät voivat olla METSO-elinympäristöä *maankohoamisrannikon monimuotoisuuskohteet* ja lajistoltaan merkittävät paahteiset harvapuustoiset dyynimetsät voivat olla METSO-elinympäristöä *harjujen paahdeympäristöt*.

Maankohoamisrannikon monimuotoisuuskohteita voivat olla rakennepiirteiltään monipuoliset maankohoamisrannikon metsien luonnontilaiset tai luonnontilaisen kaltaiset kehityssarjojen osat (METSON valintaperustetyöryhmä 2008). Maankohoamisrannikon hiekkamaiden luonnontilaisen kaltaiset männiköt soveltuvat hyvin METSO-kohteiksi.

METSON paahdeympäristöjä ovat merkittävät paahderinteet ja harjukankaat sekä luonnonhoitokohteiksi soveltuvat paahderinteet ja -kankaat, sekä muut lajistollisesti merkittävät paahdeympäristöt, jotka soveltuvat luonnonhoitokohteiksi (Ympäristöministeriö 2008a).

METSO-kohteiden pinta-ala: Sekä maankohoamisrannikon monimuotoisuuskohteiden että harjujen paahdeympäristöjen kohteista oletettavasti vain pieni osa (jos lainkaan) on dyynimetsiä. Eriteltyä tietoa tästä ei ole saatavilla. Näin ollen näiden METSO-kohteiden pinta-alaa ja tavoitealoja ei esitetä tässä, mutta niistä on koottua tietoa luvussa 2.3.2.

Metsäsertifiointi ja metsänhoitosuosituks

Dyynimetsiä ei mainita Tapion hyvän metsänhoidon suosituksissa (Tapio 2006a) eikä PEFC-metsäsertifiointin kriteereissä (Suomen PEFC-standardi 2009a, 2009b). Kuitenkin hyvän metsänhoidon suositusten (Tapio 2006a) mukaan karukkokankailla ja niihin rinnastettavilla kasvupaikoilla ei yleensä harjoiteta aktiivista puuntuotantoa. Niin ikään suosituksissa todetaan männyn kasvatuksen yhteydessä, että karukkokankailla ja niihin rinnastettavilla kasvupaikoilla sekä kitumailla päätavoitteena on yleensä säilyttää

alue metsäisenä. Usein on tarkoituksenmukaista antaa näiden alueiden olla puuntuotannon ulkopuolella. (Tapio 2006a) Ainakin osa harvapuustoisista dyynimetsistä on kitumaan metsiä. Myös Metsähallituksen talousmetsissä kitumaat suositellaan jätettäväksi kokonaan metsänkäsittelyn ulkopuolelle (Päivinen ym. 2011).

FSC-sertifioinnin mukaisia arvokkaiden elinympäristöjen muita aina säästettäviä kohteita ovat muun muassa maankohoamisrannikon metsien luonnontilaiset tai luonnontilaisen kaltaiset kehityssarjat tai yksittäiset edustavat kehityssarjan osat sekä luonnontilaiset ja luonnontilaisen kaltaiset kitu- ja joutomaat (Suomen FSC-standardi 2011). Rannikon metsäiset dyynit voivat sisältyä osin näihin molempiin ja sisämaan dyynimetsät jälkimmäiseen.

Suojelutilanne

Suojeltujen esiintymien osuus Etelä-Suomessa: vähäinen

Suojeltujen esiintymien osuus Pohjois-Suomessa: kohtalainen

Metsähallituksen luontotyyppi-inventoinnin mukaan luontopalveluiden hallinnassa olevilla mailla ja yksityisillä suojelualueilla (YSA) on dyynimetsiä noin 1 600 ha sisältäen sekä rannikon että sisämaan dyynimetsät. Luvusta voi puuttua joitain mäntyvaltaisia, mutta lisäksi tunturikoivua kasvavia dyynejä Tunturi-Lapissa (taulukko 2). Pinta-alat lienevät mieluummin ali- kuin yliarvioita, sillä kaikkia dyynimuotoja ei välttämättä ole tunnistettu.

Taulukko 2. Dyynimetsien pinta-ala (ha) Metsähallituksen SutiGIS-kuviotietojärjestelmän mukaan Metsähallituksen luontopalveluiden hallinnassa olevilla alueilla ja yksityisillä suojelualueilla (YSA) (Elisa Pääkkö, Metsähallitus, kirj. tiedonanto 26.3.2012). Pinta-alat on koostettu kahden eri haun tuloksena sen mukaan, onko kuvion tietoihin merkitty latvuspeittävyttä. Hakuehdot kuvioille, joilla latvuspeittävyystiedot ovat: Natura-tyyppi on metsäiset dyynit (2180) tai kuvion geomorfologiaksi on merkitty dyyni ja lisäksi puuston latvuspeittävyys on $\geq 10\%$, eikä puustossa ole tunturikoivua. Hakuehdot kuvioille, joilla ei ole latvuspeittävyystietoja: Natura-tyyppi on metsäiset dyynit (2180) tai kuvion geomorfologiaksi on merkitty dyyni ja puuston kokonaistilavuus on $\geq 10 \text{ m}^3/\text{ha}$, eikä tunturikoivu ole pääpuulaji.

Metsäkasvillisuusvyöhyke	Pinta-ala (ha)
Hemiboreaalinen	36
Eteläboreaalinen	54
Keskiboreaalinen	621
Pohjoisboreaalinen	864
Yhteensä	1 575

Arvokkaiden tuuli- ja rantakerrostumien inventointihankkeessa (TUURA) inventoiduista valtakunnallisesti arvokkaista tuulikerrostumista ja tuuli- ja rantakerrostumien yhdistelmämuodostumista (poislukien avoimet rantadyynit sekä tunturipaljakan ja tunturikoivuvyöhykkeen avoimet ja tunturikoivua kasvavat dyynit) on luonnonsuojelualueilla tai suojeluohjelmien kohteilla runsaat 7 000 ha (Jari Teeriaho, Suomen ympäristökeskus, suull. tiedonanto 2012). Arviosta puuttuu seudullisesti arvokkaiden suojeltujen kohteiden pinta-ala.

Luontodirektiivin luontotyyppiä *metsäiset dyynit*, joka tarkoittaa rannikon dyynimetsiä, on Metsähallituksen SutiGIS-kuviotietojärjestelmän mukaan Metsähallituksen luontopalveluiden hallinnassa olevilla alueilla ja yksityisillä suojelualueilla yhteensä 310 ha, josta runsaat 70 % on Pohjanmaan metsäkasvillisuusvyöhykkeellä (Elisa Pääkkö, Metsähallitus, kirj. tiedonanto 23.3.2012). Aikaisemmin Metsähallituksen luontotyyppi-inventoinnissa täksi luontotyyppiksi tulkittiin vain puustoltaan luonnontilaiset alueet (Kasper Koskela, Metsähallitus, kirj. tiedonanto 9.3.2007), mutta nykyisen ohjeistuksen mukaan puusto voi olla myös käsiteltyä (Natura 2000 -luontotyyppien inventointiohje 2012).

Hoito- ja ennallistamistarve

Hoito- ja ennallistamistarve Etelä-Suomessa: kohtalainen–suuri

Hoito- ja ennallistamistarve Pohjois-Suomessa: kohtalainen

Luonnonkulot ovat hävinneet dyynimetsistä tehostuneen metsäpalojen torjunnan myötä. Tulen vaikutusten palauttaminen (ennallistamispoltto, luonnonhoidolliset kulotukset) on erityisesti suojelualueilla dyynimetsille sopiva hoitokeino. Polttamisen menetelmät ja soveltuvuus eri paikoille vaativat vielä tarkempaa selvittämistä.

Dyynimetsien paisterinteiden hoidossa ja ennallistamisessa noudatetaan pääpiirteissään samoja periaatteita kuin harjujen valorinteilla (Kittamaa ym. 2009; ks. liite 2/3). Oleellista on dyynimuotojen eheyden säilyttäminen.

Suojelutilanteen parantaminen

Ehdotus keinoiksi suojelutilanteen parantamiseksi: Luontotyyppi lisätään metsälain 10 § erityisen tärkeäksi elinympäristöksi. Dyynimetsiä voidaan hoitaa siten, että niiden avoimuus, paahdeympäristöt ja muut ominaispiirteet säilyvät ja samalla metsä voi tuottaa puuta. Luonnonhoidossa voidaan noudattaa pääpiirteissään samoja periaatteita kuin harjumetsien hoidossa (ks. liite 2/3).

Dyynimetsien turvaamisessa on keskeistä niiden huomioon ottaminen metsätalouden suunnittelussa ja käytännön toteuttamisessa sekä erityisesti rannikon läheisillä dyynialueilla rakentamisessa.

Luontotyypin geomorfologia eli ehjä dyynirakenne tulee säilyttää. Maa-aineslain mukaisia maa-ainesten ottolupia ei tule myöntää luontotyypin kohteille, ja luontotyyppi tulee aina tulkita joko lain tarkoittamaksi luonnon merkittäviä kauneusarvoja sisältäväksi kohteeksi tai erikoiseksi luonnonesiintymäksi. Alapassin ym. (2009) mukaan dyynit voivat olla näitä lain tarkoittamia geologisia ja/tai biologisia luontoarvoja omaavia kohteita.

Maastoajoa ym. dyynien rakennetta kuluttavaa toimintaa tulee rajoittaa. Rakentaminen tulee ohjata siten, että luontotyypin kohteet eivät tuhoudu tai heikkene.

Luonnontilaisten ja luonnontilaisen kaltaisten rannikon dyynimetsien turvaamista METSO-ohjelman keinoin voitaisiin tehostaa osana maankohoamisrannikon monimuotoisuuskohteita.

Yhteydet lajisuojeluun

Omaleimaisinta ja harvinaisinta lajistoa esiintyy karujen dyynimetsien aukkoisilla ja valoisilla rinteillä, joita voidaan elinympäristönä verrata harjujen valorinteisiin. Näiden kasvupaikkojen lajit ovat sopeutuneet kuiviin ja paahteisiin olosuhteisiin. Dyynimetsien aukkoisten rinteiden putkilokasvilajeista voidaan mainita ahokissankäpälä (*Antennaria dioica*) ja kangasajuruoho (*Thymus serpyllum*), joiden kannat ovat taantuneet selvästi ja lajit on arvioitu silmälläpidettäväksi (NT; Rassi ym. 2010), sekä uhanalainen hietaneilikka (*Dianthus arenarius* ssp. *borussicus*). Näiden kasvilajien merkitystä lisää erityisesti se, että monet paahdeympäristöjen hyönteislajeista ovat erikoistuneet käyttämään toukkavaiheessa ravintokasvinaan vain yhtä kasvilajia, joista erityisesti juuri ahokissankäpälää ja kangasajuruohoa. Tiettyihin ravintokasveihin erikoistuneille hyönteisille näiden kasvien esiintyminen on elinehto, mutta ei kuitenkaan elinympäristön ainoa välttämätön ominaispiirre. Monet hyönteiset vaativat lisäksi esimerkiksi paljasta hiekkaa, johon kaivautua, mesikasveja aikuisvaiheen ravinnoksi tai muiden lajien, kuten muurahaisten läsnäoloa (Hyvärinen 2011a). Myös kaatuneet puut ovat tärkeitä levähdys- ja paistattelupaikkoja lentäville hyönteisille. Dyynihiekan pienialaiset paljastumat ja tuulen aiheuttama kulutus ovat osalle dyynilajistoa tärkeitä. Toisaalta liian voimakas dyynin pinnan kuluminen ja dyynihiekan liikkeelle lähteminen voivat hävittää koko dyynin.

Oheiseen taulukkoon (taulukko 3) on koottu harjumetsien paahdeympäristöille tyypillisiä ja harvinaisia putkilokasvilajeja. Luettelo soveltuu melko hyvin myös dyynimetsien avoimien paahderinteiden lajiston kuvaamiseen.

Luontodirektiivin liitteiden II tai IV lajeista dyynimetsät voivat olla elinympäristönä muurahaissiniivelle (*Glaucopteryx arion*) sekä liitteen V lieoille (*Lycopodium* sp.).

Lintudirektiivin liitteen I lajeista dyynimetsät voivat olla kehrääjän (*Caprimulgus europaeus*) ja kangaskiurun (*Lullula arborea*) tärkeitä elinympäristöjä.

Taulukko 3. Harjumetsien paahdeympäristöjen harvinaisia ja tyypillisiä putkilokasvilajeja. Uhanalaisuusluokat Rassin ym. (2010) mukaan. CR = äärimmäisen uhanalainen, EN = erittäin uhanalainen, VU = vaarantunut, NT = silmälläpidettävä, LC = elinvoimainen. Lähde: Hyvärinen 2011a. Ne lajit, jotka ovat erityisesti dyyneille tyypillisiä (Jari Teeriaho, Suomen ympäristökeskus, suull. tiedonanto 2012), on merkitty vahvennetulla. Dyneille tyypillisiin lajeihin on otettu mukaan myös vain eteläisiä ja toisaalta harvinaisia lajeja, jotka siten esiintyvät vain osalla dyynimetsäkohteista.

Tieteellinen nimi	Suomenkielinen nimi	Uhanalaisuusluokka
<i>Antennaria dioica</i>	ahokissankäpälä	NT
<i>Anthyllis vulneraria</i> ssp. <i>lapponica</i>	pohjanmasmalo	NT
<i>Anthyllis vulneraria</i> ssp. <i>polyphylla</i>	idänmasmalo	CR
<i>Arctostaphylos uva-ursi</i>	sianpuolukka	LC
<i>Astragalus alpinus</i>	tunturikurjenherne	LC
<i>Carex ericetorum</i>	kanervisara	LC
<i>Carex pediformis</i>	jalkasara	LC
<i>Chimaphila umbellata</i>	sarjatalvikki	NT
<i>Dianthus arenarius</i> ssp. <i>borussicus</i>	hietaneilikka	EN
<i>Diphasiastrum tristachyum</i>	harjukeltalieko	EN
<i>Gypsophila fastigiata</i>	kangasraunikki	EN
<i>Hypochoeris maculata</i>	häränsilmä	LC
<i>Lotus corniculatus</i>	keltamaite	LC
<i>Oxytropis campestris</i>	idänkeulankärki	LC
<i>Pulsatilla patens</i>	hämeen kylmänkukka	EN
<i>Pulsatilla vernalis</i>	kangasvuokko	VU
<i>Scorzonera humilis</i>	sikojuuri	LC
<i>Silene nutans</i>	nuokkukohokki	LC
<i>Thymus serpyllum</i> ssp. <i>serpyllum</i>	kangasajuruoho	NT
<i>Viola rupestris</i>	hietaorvokki	LC

Geologinen ja biologinen kuvaus

Rannikon läheisyydessä dyynimetsät on useista dyynityypeistä koostuvien rannikon dyynien kehitys-sarjojen viimeisen vaiheen luontotyyppi. Tuulikerrostumia on syntynyt vedenkoskemattomille alueille sekä jääjärvien, Itämeren varhaisempien vaiheiden ja nykyisen Itämeren ja järvien rantavyöhykkeisiin. Tuulikerrostumia on syntynyt lisäksi jääjärvien ja joidenkin laskettujen järvien pohjalta paljastuneiden hiekkaisten kerrostumien jouduttua alttiiksi tuulen toiminnalle (Mäkinen ym. 2011).

Sisämaan dyynien kerrostuminen on alkanut välittömästi jäätikön reunan tai sen edustalla olleen jääjärven alta paljastuneen, hietaisesta hiekasta syntyneen maanpinnan kuivuttua ja jouduttua alttiiksi jäätikön suunnalta puhaltaneille voimakkailla tuulilla. Suurin osa sisämaan dyneistä on syntynyt jääjärvien purkauessa paljastuneiden laajojen hietikoiden aineksesta. Sisämaan dyynit ovat poikkitaistyynejä, kaarevia paraabelidyynejä, pitkittäisdyynejä tai dyynikumpuja ja ne muodostavat paikoin laajoja kenttiä tai verkostoja. Sisämaan dyynit ovat kooltaan yleensä huomattavasti suurempia kuin rannikkodyynit. Niistä suurimmalla, Rokualla sijaitsevalla dyynillä on pituutta useita kilometrejä ja korkeutta noin 25 m (Aartolahti 1979).

Sisämaan dyynimetsät ovat yleensä kuivia tai kuivahkoja, harvapuustoisia (latvuspeittävyys yleensä yli 10 %) mäntykankaita ja vain harvoin näitä karumpia karukkokankaita tai rehevämpiä tuoreita tai lehtomaisia kankaita. Kuivemmat kasvillisuustyypit ovat vallitsevampia dyynien laella ja paisterinteillä. Varttuneet kuivat kankaat ovat männiköitä, koivuja (*Betula* spp.) voi esiintyä yksittäin. Kuivahkoilla kankailla voi olla myös kuusta (*Picea abies*), ja sitä rehevämmillä paikoilla kuusi voi olla sekapuuna tai jopa vallitsevana puulajina. Myös lehtipuita ja pensaita voi rehevämmillä dyneillä olla runsaasti. (Mäkinen ym. 2011) Luontotyypin metsät ovat edustavimmillaan harvakasvuisia, ja paikoitellen jyrkillä rinteillä voi olla puuttomia ja paisteisia hietikkoalueita. Puuston ikä- ja kokojakauma vaihtelevat suuresti. Rakenteellisesti metsät ovat monipuolisia ja sisältävät sekä tiheitä puuryhmiä että puuttomia alueita. (Tonteri ym. 2008b)

Karukkokankaiden aluskasvillisuus on poronjäkäälävaltaista (*Cladonia* spp.), varpulaikkuja on vain vähän lähinnä puiden ympärillä. Häiriintymättömillä alueilla vallitsevana on palleroporonjäkälä (*Cladonia*

stellaris). Kuivat kankaat ovat varpu-jäkälälaikkuisia. Varvikko muodostuu yleensä puolukasta (*Vaccinium vitis-idaea*) ja variksenmarjasta (*Empetrum nigrum*). Heinistä yleisimpiä ovat metsälauha (*Deschampsia flexuosa*) ja hietakastikka (*Calamagrostis epigejos*). Seinäsammalta (*Pleurozium schreberi*) ja kynsisammalia (*Dicranum* spp.) kasvaa lähinnä varpujen alla, ja poronjäkäliä esiintyy yleisesti. Kuivahkoilla kankailla varpulaikkuja on enemmän ja jäkälälaikut ovat pienialaisia. Kuivilla kankailla esiintyneiden varpujen lisäksi voi olla vähän mustikkaa (*Vaccinium myrtillus*). Tuoreemmilla kankailla mustikan osuus kasvaa, ja myös heiniä ja ruohoja on jonkin verran. Lehtomaisilla dyyneillä mustikan ohella on myös runsaasti ruohoja ja heiniä, joista mainittakoon ketunleipä (*Oxalis acetosella*), lillukka (*Rubus saxatilis*), oravanmarja (*Maianthemum bifolium*), ahomansikka (*Fragaria vesca*), metsämitikka (*Melampyrum sylvaticum*), metsätähhti (*Trientalis europaea*), metsälauha, hietakastikka ja metsäkastikka (*Calamagrostis arundinacea*), ja toisinaan myös nuokkuhelmikka (*Melica nutans*), kielo (*Convallaria majalis*), valkovuokko (*Anemone nemorosa*), kalliokieli (*Polygonatum odoratum*), orvokkilajeja (*Viola* spp.) ja sormisara (*Carex digitata*). (Tonteri ym. 2008b)

Dyynimetsissä esiintyy usein myös tiheitä kangaskortekasvustoja (*Equisetum hyemale*) (Mäkinen ym. 2011). Toisinaan varpujen joukossa kasvaa myös keltaliekoa (*Diphasiastrum complanatum*). Puuttomilla, paisteisilla aukkopaikoilla voi kasvaa lampaannataa (*Festuca ovina*), ahosuolaheinää (*Rumex acetosella*) ja kanervisaraa (*Carex ericetorum*), sekä myös pohjoista kohden harvinaistuvaa kangasajuruohoa, ahokissankäpälää sekä uhanalaista hietaneilikkaa tai kangasraunikkia (*Gypsophila fastigiata*) (ks. Yhteydet lajisuojeluun). Kielojäkäläkasvillisuus on dyyneille tyypillistä kasvillisuutta, jota esiintyy vain harvoin harjuilla. (Mäkinen ym. 2011)

Poronhoitoalueella porolaidunnuksen seurauksena poronjäkäliät ovat osin korvautuneet muilla jäkälillä sekä sammalilla, kuten tinajäkälillä (*Stereocaulon* spp.), karhunsammalilla (*Polytrichum* spp.), isokoralisammalella (*Ptilidium ciliare*) ja kynsisammalilla. Lapinkastikka (*Calamagrostis lapponica*) ja riekonmarja (*Arctostaphylos alpina*) esiintyvät aivan havumetsärajan tuntumassa tuoden pohjoisia piirteitä dyynien kasvillisuuteen. (Mäkinen ym. 2011)

Rannikon metsäisillä dyyneillä lähimpänä rantaa sijaitsevien dyynien aluskasvillisuus muistuttaa avoimen harmaan dyynin tai varpuisen dyynin kasvillisuutta, mutta sisempänä metsässä aluskasvillisuus muuttuu poronjäkälävaltaiseksi ja puiden ympärillä variksenmarjavaltaiseksi. Usein polut ja muu kulutus pitävät puiden välit osin avoimena hiekkana, jota pioneerijäkälät, kuten tinajäkälät ja hirvenjäkäliät (*Cetraria* spp.) sekä pioneerisammalet, kuten hietikkotierasammal (*Racomitrium canescens*), karhunsammalet ja kulosammal (*Ceratodon purpureus*) sulkevat. Taaempänä varvikko yhtenäistyy ja variksenmarjan lisäksi esiintyy myös muita varpuja, kuten kanervaa (*Calluna vulgaris*), puolukkaa ja vähäisessä määrin mustikkaa. Varvikkojen pohjakerrosta vallitsee useimmiten seinäsammal. Lopulta aluskasvillisuus muistuttaa tavanomaista kuivaa tai kuivahkoa kangasta, harvemmin näitä rehevämpiä metsiä. (Mäkinen ym. 2011)

LIITE 2/5

Ultraemäksisen maapohjan metsät

Määritelmä

Ultraemäksisen maapohjan metsät ovat syntyneet ohuelti maapeitteisille ultraemäksisille kallioille tai tällaisesta kalliosta rapautuneelle maalle. Tyypillisesti luontotyyppi on havupuu-, useimmiten mäntyvaltainen ja melko harvapuustoinen. Erityisesti Etelä-Suomessa voi esiintyä myös kuusivaltaisia, melko reheviä ultraemäksisten maiden metsiä. Tällaisia esiintymiä on muun muassa Juuan–Kaavin alueella. Rehevämpi kasvillisuus liittyy usein kalkkipitoisten kivilajien esiintymiseen ultraemäksisten kivilajien yhteydessä.

Luontotyypin kasvillisuus muodostuu usein varvuista ja heinistä, ja lisäksi tavataan ultraemäksiselle alustalle tyypillisiä ns. serpentiinikasveja (ks. Biologinen kuvaus). Luontotyyppi ei kuitenkaan ole yhtenäinen, vaan ultraemäksisellä maapohjalla kasvaa kasvillisuustyyppiltään ja puustoltaan monenlaisia, toistaiseksi huonosti tunnettuja metsiä, joihin vaihtelua tuovat erilaiset maapohjat ohuelti maapeitteisistä soraikoista lievästi soistuneisiin alueisiin. Luontotyyppiin luetaan kuuluviksi myös puuttomat ja vähäpuustoiset kangasmaat. Ultraemäksiset kalliot ja kalliometsät kuvataan omana luontotyyppinä (ks. luku 4.4.2 ja liite 2/8).

Serpentiinivaikutuksen taustalla lienee useita tekijöitä, jotka voivat vaikuttaa kasvillisuuden erityispiirteisiin erikseen tai yhdessä: magnesiumin poikkeuksellinen runsaus kalsiumiin nähden, raskasmetallien suuri määrä ja tärkeiden ravinteiden niukkuus.

Uhanalaisuus

Ultraemäksisellä maapohjalla kasvavat metsät on arvioitu koko maassa vaarantuneeksi (VU) luontotyyppi (Tonteri ym. 2008b). Luontotyypin harvinaisuuden vuoksi arvioinnissa on tehty harvinaisuuskorotus eli kriteerien mukaan saatua uhanalaisuusluokkaa on korotettu yhdellä luokalla.

	Koko maa	Etelä-Suomi	Pohjois-Suomi
Ultraemäksisellä maapohjalla kasvavat metsät	VU	VU	NT

Uhanalaistumisen syyt

Kaivannaistoiminta.

Luontotyyppiä on tuhoutunut jonkin verran kaivannaistoiminnassa, kaivosten reuna-alueilla (Tonteri ym. 2008b). Vuolukiveä louhitaan pääasiassa takkojen ja uunien materiaaliksi ja serpentiiniä koristekiveksi. Nikkeli- ja kromimalmeja louhitaan Suomessa ultraemäksisten peridotiittien yhteydestä. Peridotiitteja louhitaan myös vuorivillateollisuuden tarpeisiin. Luontotyypin luonnontilaan ovat vaikuttaneet myös metsänhoitotoimet (hakkuut, maan muokkaus). Toisaalta ajourat ja maanmuokkaus paljastavat avointa kivennäismaata, johon serpentiinikasvit usein asettuvat.

Uhkatekijät

Kaivannaistoiminta, kiviaineksen louhinta, voimakkaat metsätaloustoimet.

Kaivannaistoiminnan uhka on voimistunut vuolukivi- ja yleisemmin kaivosteollisuuden lisääntymisen myötä (Tonteri ym. 2008b). Ultraemäksisten maiden metsät sijaitsevat usein ns. malmikriittisillä alueilla, joille on tehty runsaasti valtauksia muun muassa nikkelin ja kuparin, mutta myös fosforin (Sokli) vuoksi. Vaikka malmien louhinta tapahtuu useimmiten maan alla, kaivoksiin liittyvät rakenteet, kuten läjitysalueet ja tiestö ovat uhkana luontotyypin esiintymille. Metsätaloustoimet muuttavat puuston rakennetta, mutta toisaalta maanmuokkaus ja ajourat voivat hyödyttää serpentiinilajistoa.

Keskeiset ominaispiirteet luonnontilaisella kohteella (tavoitetila)

Rakenne: Ultraemäksisten kivilajien esiintyminen, serpentiinilajien esiintyminen, kasvillisuuden niukkuus. Vaihteleva maapohja aiheuttaa kasvillisuuteen ja puustoon vaihtelua.

Toiminta: Luontainen häiriödynamiikka (mm. metsäpalot, puiden kaatuminen juurineen, kiviaineksen rapautuminen), joka luo serpentiinilajistolle uutta kasvutilaa.

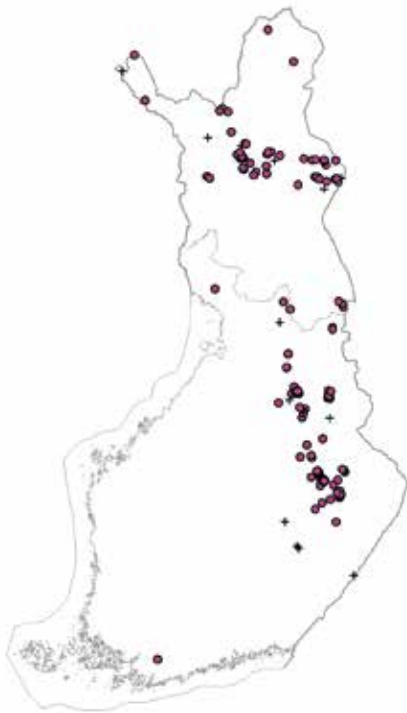
Levinneisyys

Tarkka tieto luontotyyppin levinneisyydestä Suomessa puuttuu. Esiintymät painottuvat kuitenkin Itä-Suomeen ja Lappiin tunnettujen serpentiinikallioiden ja -kivikoiden läheisyyteen (kuva 1). Laajimmat ultraemäksisten kivien esiintymisaluet rajautuvat Pohjois-Savosta ja Pohjois-Karjalasta Kuusamoon ulottuvalle vyöhykkeelle sekä Sallan ja Kittilän väliselle alueelle (Vuokko 1978).

Mikkolan (1938) mukaan Sodankylän ja Tuntsajoen kallioperäkarttalehtien alueella ultraemäksisten kivien muodostaman alustan kasvillisuutta on suhteellisen yleisesti. Hän erottaa Lapissa viisi laajempaa aluetta, joilla on useampia ultraemäksisten kivilajien esiintymiä. Nämä alueet ovat Ivalon latva-alue, Kaukosen alue, Pomokairan alue, Sattasvaaran–Koitelaiskairan alue ja Keminlatvain–Nuorttin–Tuntsan alue.

Metsähallituksen SutiGIS-kuviotietojärjestelmässä on tietoa suojelualueiden ultraemäksisten maiden metsistä Juuasta, Kuhmosta, Utajärveltä, Kuusamosta, Pudasjärveltä, Suomussalmelta, Sallasta, Savukoskelta, Inarista ja Enontekiöltä (Elisa Pääkkö, Metsähallitus, kirj. tiedonanto 11.4.2012). Myös Kaavin serpentiinialueilla on useita yksityisiä suojelualueita (Anne Grönlund, Pohjois-Savon ELY-keskus, kirj. tiedonanto 16.10.2012).

Kuusamon Hanhiharjun harjujakson tuntumassa on serpentiinikallioalueita ja itse harju koostuu paikoin serpentiinilohkareista. Harju on hyvin omaleimainen ja alueella tavataan serpentiinilajeista yleisenä muun muassa serpentiinipikkutervakko (*Lychnis alpina* var. *serpentinicola*), viherraunioinen (*Asplenium viride*) ja harvinaisena tunturiarho (*Arenaria pseudofrigida*). Tietoa muista serpentiinivaikutteisista harjuista ei ole, ja muodostuma on ainutlaatuinen.



Kuva 1. Tunnetut serpentiinikalliot, -kivikot ja -soraikot Suomessa (piste = varma, risti = epävarma). Suomen ympäristökeskuksen kokoama aineisto serpentiinikallioista, joista on olemassa kasvillisuus- tai lajistotietoa (Suomen ympäristökeskus 2006; ks. tarkemmin liite 2/8). © SYKE, Maanmittauslaitos lupa nro 7/MML/12.

Pinta-ala

Etelä-Suomi: alle 250 ha, arvio epävarma

Pohjois-Suomi: joitakin satoja hehtaareja, arvio erittäin epävarma

Ultraemäksisten maiden metsien alasta Suomessa ei ole kattavaa tietoa. Luontotyyppi on kaiken kaikkiaan harvinainen. Ympäristöministeriö (2008a) on esittänyt, että ultraemäksisten kallioiden ja maapohjien metsiä on Etelä-Suomessa (Suomen metsäkeskuksen alueyksiköt, pois lukien Pohjois-Pohjanmaa, Kainuu ja Lappi) alle 250 ha. Mikä osuus tästä on kivennäismaiden metsiä ja mikä kalliometsiä, ei ole tiedossa.

Yhteydet hallinnollisiin luokitteluihin

Luonnonsuojelulain luontotyypit (29 §): ei vastaavuutta

Metsälain erityisen tärkeät elinympäristöt (10 §): ei vastaavuutta

Vesilain suojaamat pienvesityypit (2 luku 11 §): ei vastaavuutta

Luontodirektiivin luontotyypit: ei vastaavuutta

METSO-ohjelman valintaperusteet

Ultraemäksisen maapohjan metsät sisältyvät METSO-elinympäristöön *kalkkikallioiden ja ultraemäksisten maiden metsäiset elinympäristöt* (METSON valintaperustetyöryhmä 2008).

METSO-kohteiden pinta-ala: METSO-kaudella 2008–2016 on tavoitteena turvata kalkkikallioiden ja ultraemäksisten maiden metsäisiä elinympäristöjä yhteensä 300 hehtaaria luonnonsuojelulain mukaisina suojelualueina ja määräaikaisin rauhoituksin sekä Kemeran mukaisin ympäristötukisopimuksin ja luonnonhoitohankkein. Kalkkikallioiden ja ultraemäksisten maiden metsäisiä elinympäristöjä on METSO-ohjelmassa turvattu vuoden 2011 lopussa 27 hehtaaria (taulukko 1). Luonnonhoitohankkeiden kohdentumista kalkkikallioiden ja ultraemäksisten maiden metsäisiin elinympäristöihin ei ole tilastoitu erikseen.

Turvaamistoimien kohdentumisesta kalkkimaiden ja ultraemäksisten maiden kesken ja/tai kivennäismaan ja kallioiden kesken ei ole tarkempaa tietoa. METSON avulla ei ainakaan toistaiseksi ole pystytty merkittävästi parantamaan ultraemäksisen maapohjan metsien suojelu- ja hoitotilannetta.

Taulukko 1. METSON tavoitepinta-alat (ha) vuosille 2008–2016 ja niiden toteutuminen (ha) vuosina 2008–2011 kalkkikallioiden ja ultraemäksisten maiden metsäisissä elinympäristöissä (Veikko Miettinen, ympäristöministeriö, kirj. tiedonanto 31.1.2012; Koskela ym. 2010; Tapio 2011). Kemeralla rahoitettuja luonnonhoitohankkeita on saattanut kohdentua myös kalkkikallioille ja ultraemäksisten maiden metsiin, mutta tätä ei ole tilastoitu erikseen.

Tavoite ELY-keskuksille	Pysyvä LSL:n mukainen suojelu	Määräaikainen LSL:n mukainen suojelu	Tavoite Suomen metsäkeskukselle (Kemera-rahoitus)	Ympäristötukisopimukset	Toteutunut yhteensä
200	25	1	100	1	27

Metsäsertifiointi ja metsänhoitosuositukset

Yleisimmin käytössä olevassa PEFC-metsäsertifiointinissa ultraemäksisen maapohjan metsiä ei erikseen mainita, kuten ei myöskään FSC-standardissa (Suomen PEFC-standardi 2009a, 2009b; Suomen FSC-standardi 2011). Jälkimmäisen mukaan aina säästettäviä kohteita ovat luonnontilaiset ja luonnontilaisen kaltaiset kitu- ja joutomaat. Pohjois-Suomen ultraemäksisten maiden metsät ovat usein niukkapuustoisia kitumaita.

Yksityismaiden talousmetsien hyvän metsänhoidon suosituksissa (Tapio 2006a) todetaan männyn kasvatuksen yhteydessä, että karukkokankailla ja niihin rinnastettavilla kasvupaikoilla ei yleensä harjoiteta aktiivista puuntuotantoa, vaan että näillä kasvupaikoilla sekä kitumailla päätavoitteena on yleensä säilyttää alue metsäisenä. Usein on tarkoituksenmukaista antaa näiden alueiden olla puuntuotannon ulkopuolella (Tapio 2006a). Valtionmaiden talousmetsien osalta Metsähallituksen metsätalouden ympäristöoppaassa (Päivinen ym. 2011) suositellaan kitumaiden jättämistä kokonaan metsänkäsittelyn ulkopuolelle.

Suojelutilanne

Suojeltujen esiintymien osuus Etelä-Suomessa: vähintään 20 %, arvio epävarma

Suojeltujen esiintymien osuus Pohjois-Suomessa: 10–20 %, arvio erittäin epävarma

Ultraemäksisen maapohjan metsiä (metsä- ja kitumaita) on Metsähallituksen luontopalveluiden hallinnassa olevilla mailla ja yksityisillä suojelualueilla yhteensä 108 ha (taulukko 2; Elisa Pääkkö, Metsähallitus, kirj. tiedonanto 11.4.2012). Luontopalvelualueiden ultraemäksisten maiden metsistä vajaa puolet (45 %) on kitumailla ja runsas puolet metsämailla. Kitumaan esiintymät ovat pääosin Pohjois-Suomessa, metsämaan taas Etelä-Suomessa.

Joutomaiden ultraemäksiset esiintymät ovat Metsähallituksen luontopalveluiden hallinnassa olevilla mailla kalliota ja kalliometsiä. Tähän luontotyyppiin luettavia puuttomia tai lähes puuttomia ultraemäksisiä kankaita ei Metsähallituksen luontopalveluiden mailta ole kirjattu. Tietoa ultraemäksisen maapohjan metsien esiintymisestä Metsähallituksen tai yksityismaiden talousmetsissä ei ole saatavissa.

Taulukko 2. Ultraemäksisen maapohjan metsien pinta-alat (ha) metsäkasvillisuusvyöhykkeittäin Metsähallituksen luontopalveluiden hallinnassa olevilla alueilla sekä yksityisillä suojelualueilla (YSA) Metsähallituksen SutiGIS-kuviotietojärjestelmän mukaan (Elisa Pääkkö, Metsähallitus, kirj. tiedonanto 11.4.2012; hakuhehtoina ravinteisuus:14 ultraemäksinen, pääryhmä: 11 metsämaa tai 12 kitumaa).

Metsäkasvillisuusvyöhyke	Luontopalveluiden alueet	YSA-alueet	Yhteensä
Eteläboreaalinen	-	alle 1	alle 1
Keskiboreaalinen	38	18	56
Pohjoisboreaalinen	51	-	51
Yhteensä	89	19	108

On todennäköistä, ettei Metsähallituksen kuviotietojärjestelmään ole erikseen kirjattu ultraemäksisyyttä kaikissa luontotyyppien esiintymisissä, joten taulukon 2 pinta-alaa voidaan pitää aliarviona.

Lisäksi serpentiinikasvien esiintymispaikoille on tehty vajaa kymmenkunta erityisesti suojeltavan kasvilajin rajauspäätöstä. Näitä kasveja ovat muun muassa serpentiiniraunioinen (*Asplenium adulerinum*), kainuunnurmihärkki (*Cerastium fontanum* ssp. *vulgare* var. *kajanense*), serpentiinipikkutervakko ja pulskaneilikan serpentiinirotu (*Dianthus superbus*). Rajauspäätösalue on useimmiten kallioaluetta tai kallion ja kalliometsän mosaiikkia, mutta voi sisältää myös kivennäismaan metsää. Tietoa siitä, mikä osuus rajauspäätösten alasta kohdistuu kivennäismaalle, ei ole.

Hoito- ja ennallistamistarve

Hoito- ja ennallistamistarve Etelä-Suomessa: oletettavasti vähäinen

Hoito- ja ennallistamistarve Pohjois-Suomessa: oletettavasti vähäinen

Hoito- ja ennallistamistarve on oletettavasti vähäinen. Sopivilla kohteilla voisi luonnonhoitotoimena harkita kulottamista. Pienialaiset häiriöt, kuten juurineen kaatuneet tuulenkaadot, ajourat yms. voivat hyödyttää serpentiinilajistoa. Myös porojen kohtuullinen tallaus voi luoda uutta kasvutilaa serpentiinilajeille.

Suojelutilanteen parantaminen

Ehdotus keinoiksi suojelutilanteen parantamiseksi: Luontotyyppi voidaan parhaiten turvata liittämällä se luonnonsuojelulain 29 §:n suojeltuihin luontotyyppisiin. Useimmiten luontotyyppi esiintyy samalla alueella serpentiinikallioiden ja/tai -kivikoiden (liite 2/8, luku 4.4.2) kanssa, jolloin luontotyyppirajaukseen on tarkoituksenmukaista ottaa mukaan molempien luontotyyppien alueet.

Luontotyyppillä on vain vähän esiintymiä ja niiden suurin uhka on kaivannaistoiminta. Ultraemäksiset maat ovat usein ns. malmikriittisiä alueita, joiden kallioperässä voi olla useitakin hyödynnettäviä metalleja.

Yhteydet lajisuojeluun

Serpentiinikalliot ja -maa on kahdeksan uhanalaisen lajin ensisijainen elinympäristö (Rassi ym. 2010). Nämä lajit ovat putkilokasveja (serpentiiniraunioinen, *Asplenium adulerinum*; tunturihärkin Kaavin serpentiinirotu, *Cerastium alpinum*; kainuunnurmihärkki, *Cerastium fontanum* ssp. *vulgare* var. *kajanense*; pulskaneilikan Kaavin serpentiinirotu, *Dianthus superbus*), sammalia (seitahiirensammal, *Bryum nitidulum*; etelänuurresammal, *Zygodon conoideus*) ja jäkäliä (siimesjäkäliä, *Heterodermia speciosa*; kaitalaakajäkälä, *Physcia phaea*). Ryhmään kuuluvat sekä kallioilla että kivennäismaapohjalla kasvavat lajit. Ainoana elinympäristönä serpentiinikalliot ja -maa ovat viidelle uhanalaiselle lajille. Kaiken kaikkiaan serpentiinikalliot ja -maa ovat ensi- tai toissijaisena elinympäristönä 11 uhanalaiselle lajille. Näistä seitsemää on ehdotettu erityisesti suojeltavaksi lajiksi (Rassi ym. 2010), joille voidaan tehdä erityisesti suojeltavan lajin rajauspäätös. Kaikista punaisen listan (uhanalaiset, silmälläpidettävät, puutteellisesti tunnetut, hävinneet) lajeista serpentiinikalliot ja -maa on ensi- tai toissijainen elinympäristö 21 lajille (taulukko 3).

Taulukko 3. Serpentiinikalliolla ja -maalla (Ks) ensi- (lajinimi vahvennettu) tai toissijaisesti elävät punaisen listan (uhanalaiset, silmälläpidettävät, puutteellisesti tunnetut, hävinneet) lajit (Rassi ym. 2010). RE = hävinnyt, CR = äärimmäisen uhanalainen, EN = erittäin uhanalainen, VU = vaarantunut, NT = silmälläpidettävä, DD = puutteellisesti tunnettu.

Tieteellinen nimi	Suomenkielinen nimi	Luokka 2010	Elinympäristöt ¹	e/u ²
Putkilokasvit				
<i>Asplenium adulterinum</i>	serpentiiniraunioinen	VU	Ks	e
<i>Cerastium alpinum</i>	tunturihärkin Kaavin serpentiinirotu	EN	Ks	
<i>Cerastium alpinum</i>	tunturihärkin Keski-Lapin serpentiinirodot	NT	Ks	
<i>Cerastium fontanum</i> subsp. <i>vulgare</i> var. <i>kajanense</i>	kainuunnurmihärkki	EN	Ks	e
<i>Dianthus superbus</i>	pulskaneilikan Kaavin serpentiinirotu	CR	Ks	
<i>Juncus arcticus</i>	ruijanvihvilä	EN	Ts, Tn, Ks, Sl	e
<i>Lychnis alpina</i> var. <i>serpenticola</i>	serpentiinipikkutervakko	NT	Ks	
<i>Minuartia biflora</i>	lapinnädän serpentiinityypit	NT	Ks	
Sammalet				
<i>Bryum intermedium</i> subsp. <i>nitidulum</i>	seitahiirensammal	EN	Ks	u
<i>Zygodon conoideus</i>	etelänuurresammal	EN	Ksva, Kmva, MI	e
<i>Zygodon viridissimus</i>	viheruurresammal	VU	Kkva, Ksva, MI	e
Jäkälät				
<i>Aspicilia serpenticola</i>		DD	Ks	
<i>Endocarpon psorodeum</i>	limipullokas	VU	Kk, Ks	u
<i>Fuscopannaria praetermissa</i>	sinilimijäkälä	NT	Kk, Ks	
<i>Heterodermia speciosa</i>	siimesjäkälä	EN	Ks, Kk, MI	e
<i>Mycobilimbia ahlesii</i>		DD	K, Ks	
<i>Phaeophyscia kairamoi</i>	otalaakajäkälä	RE	Ks	
<i>Physcia phaea</i>	kaitalaakajäkälä	CR	Ks, Rjk	e
<i>Psora rubiformis</i>	viherpaanujäkälä	NT	Kk, Ks	
Hyönteiset				
<i>Myrmeleon bore</i>	pikkumuurahaiskorento	NT	Rih, In, Ir, Ij, Mkk, Ks	
<i>Mycterotherips annulicornis</i>		NT	In, It, Kk, Ks	

¹ Ij ruderaattialueet, tienvieret ja rantapenkereet, In kuivat niityt ja kedot, Ir rakennukset, It tuoreet niityt, K kalliot, Kk kalkkikalliot, Ks serpentiinikalliot ja -maa, Kkva varjoisat kalkkikalliot, Ksva varjoisat serpentiinikalliot ja -maat, Mk kuivahkot ja sitä karummat kankaat, MI lehtometsät, Rih Itämeren hietikkorannat, Rjk Itämeren kalliorannat, Sl letot, Tn tunturiniityt, Ts tunturikosteikot.

² Luonnonsuojeluasetukseen uhanalaiseksi (u) tai erityisesti suojeltavaksi (e) lajiksi ehdotettava laji Rassin ym. (2010) mukaan.

Metsähallituksen luontopalvelut on inventoinut Keski-Lapin serpentiinialueita erityisesti suojeltavien serpentiinilajien luonnonsuojelulain mukaisten rajauspäätösten pohjatyöksi (Soronen 2002; Eeronheimo 2003). Näissä inventoinneissa on selvitetty myös laajemmin kyseisten alueiden kasvillisuutta.

Luontodirektiivin liitteiden II tai IV lajeista ultraemäksisen maapohjan metsät voivat olla serpentiiniraunioisen elinympäristönä. Tunturiarhoa (*Arenaria pseudofrigida*) esiintyy Kuusamossa serpentiinivai-kutteisella harjulla.

Geologinen ja biologinen kuvaus

Ultraemäksiset kallioidet ja kivikot koostuvat kivilajeista, joita luonnehtivat alhainen piidioksidipitoisuus (< 45 %) ja korkea magnesiumipitoisuus. Niiden mineraalikoostumuksessa tummien mineraalien osuus on 85–95 %. Ultraemäksisiä kivilajeja ovat esimerkiksi peridotiitti, duniitti ja serpentiiniitti. Serpentiiniitin päämineraaleina ovat oliviini, pyrokseenit ja sarvivälke. Oliiviinin osuus on yli 40 %. Lähes yksinomaan oliiviinista koostuvaa kivilajia kutsutaan duniitiksi. Serpentiiniitti on duniitin muuttumistulos ja sen mineraaleina ovat serpentiini, talkki, kloriitti, karbonaatti ja termoliitti. (Tonteri ym. 2008b)

Magnesium on kasveille myrkyllinen. Sen vaikutus tehostuu, jos kalsiumia on niukasti saatavilla (Brady ym. 2005). Lisäksi normaalisti hivenaineina esiintyvät kromi ja nikkeli estävät korkeina pitoisuuksina monien kasvilajien kasvun.

Serpentiinivaikutteiset metsät ovat syntyneet ohuelti maapeitteisille ultraemäksisille kallioille tai tällaisesta kalliosta rapautuneelle maalle. Serpentiinivaikutuksen taustalla lienee useita tekijöitä, jotka voivat vaikuttaa kasvillisuuden erityispiirteisiin erikseen tai yhdessä: magnesiumin poikkeuksellinen runsaus kalsiumiin nähden, raskasmetallien suuri määrä ja tärkeiden ravinteiden niukkuus. Serpentiinivaikutus näkyy ultraemäksisen maapohjan metsien kasvillisuudessa ja lajistossa usein jopa selvempänä kuin ehjän kallioperän alueella. Luontotyypin tunnistaminen on helpointa putkilokasvien serpentiinilajien ja -rotujen perusteella. Tämä voi kuitenkin sulkea pois joitakin ultraemäksisten maiden esiintymiä, koska niillä ei välttämättä aina esiinny serpentiiniputkilokasveja. Tästä syystä luontotyypin tunnistamisessa tulisi käyttää putkilokasvien ohella myös kivilajia sekä kivien ja lohkareiden sammal- ja jäkälälajistoa.

Luontotyypin esiintymät voivat olla hyvin erilaisia vaihdellen puuttomista tai lähes puuttomista kuivista ja soraikkoisista ja vain ohuelti maapeitteisistä kohteista reheviin kuusimetsiin. Kasvillisuus on kuitenkin kangasmetsäkasvillisuudeksi luokiteltavaa ja muodostuu tyypillisesti havupuista, varvuista ja heinistä. Pääpuulaji on useimmilla luontotyypin kohteilla heikkokasvuinen mänty (*Pinus sylvestris*). Kataja (*Juniperus communis*) on usein silmiinpistävän runsas. Siniheinän (*Molinia caerulea*) ja hietakastikan (*Calamagrostis epigejos*) runsaus on tyypillistä monille kohteille.

Putkilokasveista tunnetaan myös monia ultraemäksisille kasvualustoille erikoistuneita paikallisia muotoja ja rotuja. Näitä ovat mm. serpentiinipikkutervakko, kaljutunturihärkki (*Cerastium alpinum* ssp. *glabratum*) ja lapinnätä (*Minuartia biflora*). Eteläisillä serpentiinikallioilla esiintyy omia kasviharvinaisuuksia kuten serpentiiniraunioinen. Lisäksi on havaittu eräitä niille ominaisia sammalia ja jäkäliä, jotka eivät luultavimmin kuitenkaan esiinny muualla kuin kallio- ja kivipinnoilla. Tyypillisin seuralajilaji Sorosen (2002) tutkimilla lapinnädän, serpentiinipikkutervakon ja tuturihärkin esiintymispaikoilla Savukoskella, Sodankylässä ja Kittilässä oli viherraunioinen (*Asplenium viride*), ja myös nuppisara (*Carex capitata*) oli huomattavan runsas. Kaavin serpentiinialueilla tyypillistä on katajan ja siniheinän runsaus sekä viherraunioisen, vahamaksaruohon (*Sedum telephium* ssp. *ruprectii*) ja nyylähaarikon (*Sagina nodosa*) esiintyminen (Anne Grönlund, Pohjois-Savon ELY-keskus, kirj. tiedonanto 16.10.2012).

Kenttä- ja pohjakerroksen kasvillisuudesta on tietoa etupäässä Pohjois-Suomen esiintymistä, mutta kasvillisuus vaihtelee suuresti eteläisimpien ja pohjoisimpien kohteiden välillä. Myös eri kohteiden korkeusasema ja kosteusolot ovat erilaisia. Muuta eliöstöä ei ole juuri tutkittu (Tonteri ym. 2008b).

LIITE 2/6

Tulvametsät (Etelä-Suomi)

Määritelmä

Tulvametsät ovat vesistöjen varsien metsäalueita, joiden kasvillisuudessa näkyvät toistuvan tulvan aiheuttamat rakennepiirteet ja lajistovaikutukset. Tulvametsien kasvillisuus on usein lehtomaista, sammalkerros aukkoinen ja puusto lehtipuuvaltaista, koska tulviminen rajoittaa varpujen, havupuiden ja kangasmetsäsammalten esiintymistä. Voimakkaasti tulvivassa metsässä maaperään ei ole muodostunut kerroksellista rakennetta, vaan kivennäisainekset ja orgaaninen aines ovat keskenään sekoittuneina. Tulvan toistuvuus ja kesto sekä tulvan mukanaan tuoma sedimentti ylläpitävät tulvametsien ominaispiirteitä.

Luontotyyppiin luetaan jokien, purojen, jokisuistojen sekä järvien ja lampien rantojen tulvametsät, mutta ei merenrantojen tulvametsiä. Metsä voidaan lukea tulvametsäksi, vaikkei sen puusto ole luonnontilaista.

Uhanalaisuus

Sisämaan tulvametsät on arvioitu Suomen luontotyyppien uhanalaistarkastelussa (Tonteri ym. 2008b) erittäin uhanalaiseksi luontotyyppiä (EN). Luontotyyppin määrän väheneminen ja laadun heikkeneminen on ollut voimakkaampaa maan eteläosassa; Etelä-Suomessa tulvametsät arvioidaan äärimmäisen uhanalaiseksi (CR) ja Pohjois-Suomessa silmälläpidettäväksi (NT) luontotyyppiä.

	Koko maa	Etelä-Suomi	Pohjois-Suomi
Sisämaan tulvametsät	EN	CR	NT

Uhanalaistumisen syyt

Vesirakentaminen, vesistöjen säännöstely, metsien raivaaminen viljelymaiksi, tulvasuojelu, kuivatus.

Noin 30 % Suomen vesistöjen pinta-alasta on säännöstelty (Korhonen 2007). Tulvametsät ovat kadonneet eteläisestä Suomesta lähes tyystin, ja tulvaintensiteetti on usein heikentynyt myös jäljellä olevissa tulvametsissä. Hyvälaatuisia tulvametsiä on Etelä-Suomessa häviävän pieni määrä (Ympäristöhallinto 2009).

Eniten tulvametsien määrää on vähentänyt alavien tulvametsien raivaaminen maatalouden käyttöön pelloiksi ja niityiksi. Tulvametsille olennaiseen tulvien toistuvuuteen ja esiintymiseen vaikuttavat vesirakentaminen sähköntuotannon tarpeisiin, vesistöjen säännöstely, tulvien torjunta sekä uomien ruoppaukset ja pengerrykset. Tulvametsien määrään vaikuttavat myös metsäojitus, purojen perkaus ja kuivatustoiminta, jotka uhkaavat myös pienten virtavesien yhteydessä esiintyviä tulvametsiä. (Tonteri ym. 2008b)

Vesitaloudeltaan luonnontilaisten tai lähes luonnontilaisten tulvametsien laatuun vaikuttavat metsätalouden toimet, joiden seurauksena puuston ikärakenne muuttuu ja lahopuun määrä vähenee (Tonteri ym. 2008b).

Uhkatekijät

Vesistöjen säännöstely, tulvasuojelu, kuivatus, metsätalous.

Koska tulvariskejä hallitaan muun muassa vesistöjä säännöstelemällä, muodostaa tulvasuojelu uhkan tulvametsien säilymiselle. Lakiin perustuvan suojeluvälvoitteen puuttuminen uhkaa tulvametsiä tulvasuojelusuunnitelmien kohteena olevilla alueilla. Tulvadirektiivin (Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2007/60/EY) myötä tulvariskit arvioidaan ja tulva-alueet kartoitetaan entistä kattavammin ja järjestelmällisemmin. Ilmastonmuutoksen aiheuttamat muutokset tulvien esiintymisessä voivat edellyttää tulvasuojelusuunnitelmien laatimista uusille alueille sekä vanhojen suunnitelmien päivittämistä.

Keskeiset ominaispiirteet luonnontilaisella kohteella (tavoitetila)

Rakenne: Puusto usein lehtipuuvaltaista (havupuiden menestyminen vaikeutunut), ruohojen ja heinien runsaus, varpujen puuttuminen, pohjakerroksen aukkoisuus, sekoittunut maa-aines, puuston luonnontilaisuus.

Toiminta: Riittävän pitkäkestoinen, kasvukauden aikainen ja usein toistuva tulviminen, sedimentin kertyminen, tulvien ja jään mekaaninen kulutus.

Levinneisyys

Tulvametsiä esiintyy koko maassa (kuva 1). Tiedot tulvametsien levinneisyydestä Suomessa ovat puutteellisia, mutta on todennäköistä, että luontotyyppi on ollut melko yleinen tulvivien jokien varsilla (Ilmonen 2002). Uhanalaistumiskehityksen myötä luontotyypin levinneisyyden painopiste on siirtynyt Pohjois-Suomeen (Tonteri 2008b).



Kuva 1. Sisämaan tulvametsien esiintyminen Tonterin ym. (2008b) mukaan. Suuret pisteet osoittavat esiintymisen nykyiset painopistealueet, mutteivät kuvaa luontotyypin absoluuttista pinta-alaa.

Pinta-ala

Koko maa: alle 10 000 ha, arvio erittäin epävarma

Etelä-Suomi: selvästi alle 5 000 ha, arvio erittäin epävarma

Pohjois-Suomi: korkeintaan 5 000 ha, arvio erittäin epävarma

Tulvametsiä ei oteta huomioon valtakunnan metsien inventoinnissa omana luontotyyppinä. Tulvametsistä ei yleensä kerry tietoa myöskään eri tarkoituksiin tehtävissä luontoselvityksissä. Metsähallituksen luontotyyppi-inventoinnissa tulvametsät käsitellään omana luontotyyppinä, mutta inventoinnit kohdistuvat pääsääntöisesti vain Metsähallituksen luontopalveluiden hallinnassa oleville valtion maille, mistä syystä inventointien kattavuus erityisesti Etelä-Suomessa on heikko. Näissä inventoinneissa tulvametsiä on löydetty borealiselta alueelta vajaa 800 ha. Luontodirektiivin raportoinnissa vuonna 2007 tulvametsien pinta-alaksi alpiinisella alueella arvioitiin 150 ha. Borealiselle alueelle arviota ei voitu antaa puutteellisten tietojen vuoksi (Ympäristöhallinto 2009).

Yhteydet hallinnollisiin luokitteluihin

Luonnonsuojelulain luontotyypit (29 §): Merkittävältä osin kynäjalavista tai saarnista koostuvat tulvametsät sisältyvät luontotyyppiin *jalopuumetsiköt*. Nämä ovat hyvin harvinaisia ja muodostavat vain pienen osan tulvametsistä.

Metsälain erityisen tärkeät elinympäristöt (10 §): Kasvillisuustyyppiltään lehtoa olevat tulvametsät voivat sisältyä elinympäristöön *rehevät lehtolaikut*.

Vesilain suojaamat pienvesityypit (2 luku 11 §): ei vastaavuutta

Luontodirektiivin luontotyypit: Puustoltaan luonnontilaiset tai lähes luonnontilaiset tulvametsät vastaavat luontotyyppiä *tulvametsät*.

METSO-ohjelman valintaperusteet

Tulvametsät sisältyvät METSO- elinympäristöön *tulvametsät ja metsäluhdat* (METSO:n valintaperustetyöryhmä 2008).

METSO-kohteiden pinta-ala: METSO-kaudella 2008–2016 on tavoitteena turvata tulvametsiä ja metsäluhtia yhteensä 1 580 hehtaaria luonnonsuojelulain mukaisina suojelualueina ja määräaikaicin rauhoituksin sekä Kemeran mukaisin ympäristötukisopimuksin ja luonnonhoitohankkein. Tulvametsiä ja metsäluhtia on METSO-ohjelmassa turvattu vuoden 2011 lopussa yhteensä 319 hehtaaria (taulukko 1). Luonnonhoitohankkeiden kohdentumista tulvametsiin ja metsäluhtiin ei ole tilastoitu erikseen.

Taulukko 1. METSON tavoitepinta-alat (ha) vuosille 2008–2016 ja niiden toteutuminen vuosina 2008–2011 tulvametsien ja metsäluhtien elinympäristössä. Tulvametsiä ei ole tilastoissa eroteltu metsäluhdista (Veikko Miettinen, ympäristöministeriö, kirj. tiedonanto 31.1.2012; Koskela ym. 2010; Tapio 2011). Kemeralla rahoitettuja luonnonhoitohankkeita on saattanut kohdentua myös tulvametsiin ja metsäluhtiin, mutta tätä ei ole tilastoitu erikseen.

Tavoite ELY-keskuksille	Pysyvä LSL:n mukainen suojelu	Määräaikainen LSL:n mukainen suojelu	Tavoite Suomen metsäkeskukselle (Kemera-rahoitus)	Ympäristötuki-sopimukset	Toteutunut yhteensä
1 280	169	2	300	148	319

Metsäsertifiointi ja metsänhoitosuosituksukset

Tulvametsät otetaan yhdessä metsäluhtien kanssa huomioon Suomessa yleisesti käytettävässä PEFC-standardin mukaisessa metsien käsittelyssä jättämällä alueet ojittamatta (Suomen PEFC-standardi 2009b). Puuston käsittely on sallittua harvennus- ja suojuspuuhakkuin, kunhan varmistetaan lahoppuun säilyminen. Yhden hehtaarin laajuisiin ja sitä pienempiin elinympäristöihin toimenpiderajoituksia sovelletaan sellaisenaan, mutta yli hehtaarin laajuisista kohteista rajataan yhden hehtaarin suuruinen alue, jolla toimenpiderajoitukset ovat voimassa. (Suomen PEFC-standardi 2009a, 2009b)

Standardin tarkoittamia tulvametsiä ja metsäluhtia luonnehtii vuotuinen tulvarytmi. Meren, järvien, jokien ja purojen luontaisen tulvimisen ja pintaveden vaihtelujen aikaansaamien kangasmaiden tulvametsiköiden ja turvemaiden metsäluhtien tärkein ominaispiirre on pintaveden luonnollinen vaihtelu, jota säilytetään jättämällä alueet ojittamatta. (Suomen PEFC-standardi 2009a, 2009b) Standardin vaikuttavuudesta tulvametsien suojelulle ei ole saatavilla tietoa. Tapion koordinoimissa luontolaatu-arvioinneissa ei vuonna 2010 arvioitu yhdenkään tulvametsän/luhdan säilymistä (Tapio 2012).

FSC-sertifikaatin mukaisessa metsänhoidossa tulvametsät jätetään metsänkäsittelyn ulkopuolelle (Suomen FSC-standardi 2011). Standardin vaikuttavuudesta ei toistaiseksi ole tietoa sen lyhytaikaisen ja vähäisen käytön vuoksi.

Yksityismaiden hyvän metsänhoidon suosituksissa (Tapio 2006a) ei tulvametsien osalta esitetä metsälain vaatimukset ylittäviä toimenpiteitä.

Valtakunnallisesti uhanalaisten luontotyyppien luonnontilaiset esiintymät sisältyvät pääsääntöisesti Metsähallituksen määrittelemiin luontokohteisiin. Luontokohteet jätetään metsätaloustoiminnan ulkopuolelle. (Päivinen ym. 2011)

Suojelutilanne

Suojeltujen esiintymien osuus Etelä-Suomessa: oletettavasti vähäinen

Etelä-Suomessa Metsähallituksen luontopalveluiden mailla ja yksityisillä suojelualueilla sijaitsevien tulvametsienn kartoitettu pinta-ala on noin 175 ha. Hemiboreaaliselta vyöhykkeeltä tulvametsiä on ilmoitettu alle yksi hehtaari (Elisa Pääkkö, Metsähallitus, kirj. tiedonanto 11.4.2012).

Suojeltujen esiintymien osuus Pohjois-Suomessa: oletettavasti kohtalainen

Pohjoisboreaaliselta vyöhykkeeltä on Metsähallituksen luontopalveluiden mailta ja yksityisiltä suojelualueilta löydetty tulvametsiä noin 720 ha. Tunturi-Lapin osuus näistä on noin 130 ha. (Elisa Pääkkö, Metsähallitus, kirj. tiedonanto 11.4.2012)

Metsähallituksen SutiGIS-kuviotietojärjestelmän mukaan tulvametsiä on Metsähallituksen luontopalveluiden mailla ja yksityisillä suojelualueilla koko maassa noin 900 ha. Lukumääräisesti sekä pinta-alallisesti suurin osa näistä sijaitsee pohjoisboreaaliselta vyöhykkeellä (Elisa Pääkkö, Metsähallitus, kirj. tiedonanto 11.4.2012).

Hoito- ja ennallistamistarve

Hoito- ja ennallistamistarve Etelä-Suomessa: suuri

Hoito- ja ennallistamistarve Pohjois-Suomessa: vähäinen

Koska tulvametsien nykytila Etelä-Suomessa on erittäin heikko, pelkkä jäljellä olevien esiintymien suojelu ei riitä tilanteen olennaiseen parantamiseen, vaan tulvametsiä tulisi suunnitelmallisesti palauttaa sopiville alueille. Tätä edellyttää muun muassa EU:n luontodirektiivi (92/43/ETY), jonka tavoitteena on yhteisön tärkeänä pitämien luontotyyppien (ml. tulvametsät) suotuisan suojelutason palauttaminen. Myös vesipuitedirektiivi (Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2000/60/EY) tähtää vedestä suoraan riippuvaisten maaekosysteemien huononemisen estämiseen, suojeluun sekä tilan parantamiseen. Tulvametsien palauttamismahdollisuuksia olisi säännönmukaisesti tarkasteltava vesitalous-, tulvasuojelu- ja säännöstelyhankkeiden suunnittelussa ja lupaharkinnassa.

Suojelutilanteen parantaminen

Ehdotus keinoiksi suojelutilanteen parantamiseksi: Tulvametsät luetaan luonnonsuojelulain 29 §:n suojelluiksi luontotyyppiä pohjoisboreaalisen metsäkasvillisuusvyöhykkeen eteläpuolella, mikä tarkoittaa suunnilleen linjan Pello–Rovaniemi–Ranua–Taivalkoski eteläpuolta. Luontotyyppi on oltava tulvien synnyttämä ja ylläpitämä, mutta ennallistamismahdollisuuksien vuoksi puuston luonnontilaisuutta ei määritellä luontotyyppiä suojelurajauksen edellytykseksi. Ohjeistetaan, kuinka jokien meanderointi ja eroosio otetaan huomioon suojellun luontotyyppiä rajauspäätöksissä.

Luontotyyppi otetaan huomioon valtion metsien inventoinnissa sekä eri tarkoituksiin tehtävissä luontoselvityksissä. Kertyvä tieto parantaa käsitystä luontotyyppiä esiintymisestä sekä ekologiasta.

Luontotyyppi otetaan huomioon vesitaloushankkeissa, tulvasuojelun suunnittelussa sekä säännötelyn luvituksessa. Tulvametsien luontaisen tulvadynamiikan muuttamista pyritään välttämään ja tulvametsiä käytetään mahdollisuuksien mukaan luonnonmukaiseen tulvasuojeluun, jossa niiden vesiä pidättävää ominaisuutta hyödynnetään. Tulvametsien pinta-alaa lisätään etsimällä aktiivisesti metsäalueita, joihin tulvat voidaan palauttaa.

Tulvametsäkohteita ennallistetaan lahopuun määrän lisäämiseksi ja luontaisen puustorakenteen saavuttamiseksi suojelualueilla.

Yhteydet lajisuojeluun

Tulvien alle jäävät alueet ovat metsän ja veden vaihtumisyvyöhykettä, joka on lajistoltaan monipuolista (Tonteri ym. 2008b). Tulvametsän kasvillisuus myös eroaa ympäröivästä kasvillisuudesta muodostaen erikokoisia saarekkeitä rantamaisemaan (Nilsson 1992).

Tulvat synnyttävät tärkeitä elinympäristöjä huonosti kilpailua kestäville lajeille, joiden tulvansietokyky on hyvä. Esimerkkinä tällaisista lajeista on vaarantuneeksi (VU) arvioitu kynäjalava (*Ulmus laevis*) (Rassi ym. 2010). Tulvarannat ovat kasvupaikkoja myös erittäin uhanalaisille (EN) rantalitukalle (*Cardamine parviflora*) sekä luhtaorvokille (*Viola uliginosa*). Silmälläpidettäviä (NT) tulvista hyötyviä lajeja ovat tulvasammal (*Myrinia pulvinata*) sekä jokipaju (*Salix triandra*).

Taulukko 2. Tulvametsien harvinaisia ja tyypillisiä lajeja Etelä-Suomessa. Uhanalaisuusluokat Rassin ym. (2010) mukaan. CR = äärimmäisen uhanalainen, EN = erittäin uhanalainen, VU = vaarantunut, NT = silmälläpidettävä, LC = elinvoimainen. Lähteet: Airaksinen ja Karttunen 2001; Ympäristöhallinto 2009; Rassi ym. 2010; Hanhela 1994 mukailen.

Tieteellinen nimi	Suomenkielinen nimi	Uhanalaisuusluokka
Putkilokasvit		
<i>Alnus glutinosa</i>	tervaleppä	LC
<i>Alnus incana</i>	harmaaleppä	LC
<i>Anemone nemorosa</i>	valkovuokko	LC
<i>Anemone ranunculoides</i>	keltavuokko	LC
<i>Angelica sylvestris</i>	karhunputki	LC
<i>Betula pubescens</i>	hieskoivu	LC
<i>Calamagrostis</i> spp.	kastikoita	
<i>Cardamine parviflora</i>	rantalitukka	EN
<i>Carex atherodes</i>	vienansara	NT
<i>Carex nigra</i> ssp. <i>juncella</i>	tupassara	LC
<i>Carex riparia</i>	vankkasara	NT
<i>Carex</i> spp.	saroja	
<i>Cinna latifolia</i>	hajuheinä	NT
<i>Corydalis solida</i>	pystykiurunkannus	LC
<i>Equisetum</i> spp.	kortteita	
<i>Filipendula ulmaria</i>	mesiangervo	LC
<i>Fraxinus excelsior</i>	saarni	LC
<i>Geranium sylvaticum</i>	metsäkurjenpolvi	LC
<i>Geum rivale</i>	ojakellukka	LC
<i>Lysimachia thyrsoiflora</i>	terttualpi	LC
<i>Lysimachia vulgaris</i>	ranta-alpi	LC

Tieteellinen nimi	Suomenkielinen nimi	Uhanalaisuusluokka
Putkilokasvit		
<i>Moehringia lateriflora</i>	laaksoarho	NT
<i>Orthilia secunda</i>	nuokkotalvikki	LC
<i>Peucedanum palustre</i>	suoputki	LC
<i>Poa remota</i>	korpinurmikka	NT
<i>Polemonium acutiflorum</i>	kellosinilatva	LC
<i>Prunus padus</i>	tuomi	LC
<i>Ranunculus ficaria</i>	mukulaleinikki	LC
<i>Rhamnus frangula</i>	paatsama	LC
<i>Ribes nigrum</i>	mustaherukka	LC
<i>Ribes spicatum</i>	pohjanpunaherukka	LC
<i>Rubus idaeus</i>	vadelma	LC
<i>Salix glauca</i>	tunturipaju	LC
<i>Salix lapponum</i>	pohjanpaju	LC
<i>Salix myrsinifolia</i> ssp. <i>borealis</i>	outapaju	LC
<i>Salix pentandra</i>	halava	LC
<i>Salix triandra</i>	jokipaju	NT
<i>Thalictrum flavum</i>	keltaängelmä	LC
<i>Thalictrum simplex</i> ssp. <i>boreale</i>	pohjanhoikkaängelmä	LC
<i>Trollius europaeus</i>	kullero	LC
<i>Ulmus laevis</i>	kynäjalava	VU
<i>Urtica dioica</i>	nokkonen	LC
<i>Viola biflora</i>	lapinorvokki	LC
<i>Viola uliginosa</i>	luhtaorvokki	EN
Sammalet		
<i>Amblystegium radicale</i>	notkoritvasammal	NT
<i>Brachytecium</i> spp.	suikerosammalia	
<i>Dichelyma capillaceum</i>	hiuskoukkusammal	EN
<i>Fissidens gymnanthus</i>	tulvasiipisammal	NT
<i>Leskea polycarpa</i>	viitasammal	LC
<i>Myrinia pulvinata</i>	tulvasammal	NT
Kääväkkäät		
<i>Amaurodon cyaneus</i>	sinihuovakka	VU
<i>Datronia stereoides</i>	pikkukennokääpä	VU
<i>Ganoderma lucidum</i>	lakkakääpä	LC
<i>Hyphoderma deviatum</i>	luhtanyhäkä	VU
<i>Tyromyces fumidiceps</i>	tulvakääpä	EN
Hyönteiset		
<i>Cyanostolus aeneus</i>	vaskikaarniainen	VU
<i>Ditylus laevis</i>	uppokeiju	EN
<i>Leptura nigripes</i>	idänkukkajäärä	EN
Linnut		
<i>Dendrocopos minor</i>	pikkutikka	LC

Biologinen kuvaus

Tulvan toistuvuus ja kesto sekä tulvan mukana kulkeutuva sedimentti ovat keskeisimmät luontotyyppin ominaispiirteitä ylläpitävät tekijät. Huonosti kosteutta ja ajoittaista veden alle jäämistä sietävät lajit kärsivät tulvista. Kiintoainekes myös peittää alleen ja tukahduttaa pohja- ja kenttäkerroksen lajeja sekä puiden taimia ja tuo ravinteita kasvien käyttöön. Sedimentin kertyminen ja tulvimisen aiheuttama kosteus voivat myös edesauttaa karikkeen hajoamista (Ellis ym. 1999). Tulvametsien lajisto muuttuu maan pohjois–eteläsuunnassa muun metsälajiston vaihtelun mukaisesti (Tonteri ym. 2008b).

Tulvan tuoma ravinnelisiä ja kiintoainekes kerääntyminen on suurempaa virtavesien tulvarannoilla kuin järvien ja lampien rannoilla, minkä vuoksi tulvametsiä on eniten jokien ja purojen varsilla ja jokisuistoissa, vähemmän järvien ja lampien rannoilla. Tulvien ja jään mekaaninen vaikutus näkyy myös vaurioina pensaissa ja puustossa sekä tavanomaisten epifyyttijäkälien ja -sammalien puuttumisena puiden rungoilta (Tonteri ym. 2008b). Tulvametsät myös kuivuvat tulvien välissä, minkä vuoksi soistumista ei tapahdu, eivätkä luhtaisuutta vaativat lajit menesty. Tulvametsien kasvillisuus voi olla maaston korkeusvaihtelun mukaan vyöhykkeistä (Hanhela 1994). Myös jääpeitteen ja jään liikkeen on todettu vaikuttaneen kasvillisuuteen (Nilsson ym. 1989).

Pohjakerroksen jäkälät ja metsäsammalet melkein puuttuvat. Sammalista esiintyy lähinnä kosteiden lehtojen lajeja. Tulva-alueilla on kuitenkin joitakin luontotyyppille tyypillisiä sammallajeja kuten silmäläpidettävä tulvasammal, joka kasvaa tulva-alueiden puiden ja pensaiden tyvillä ja jolle tulvien tuoma hienojakoinen liete on menestymisen edellytys. Ekologialtaan samantyyppinen on viitasammal (*Leskea polycarpa*), joka on vähemmän vaativa tulvien korkeuden ja tulevan lietteen suhteen ja menestyy siten myös järvien rannoilla.

Kenttäkerroksesta puuttuvat varvut, mutta heiniä ja ruohoja kasvaa runsaasti ja lajimäärä on suuri. Kastikoita (*Calamagrostis* spp.), röllejä (*Agrostis* spp.) ja saroja (*Carex* spp.) on runsaasti. Tulvametsissä kasvavat lisäksi mm. mesiangervo (*Filipendula ulmaria*), ranta-alpi (*Lysimachia vulgaris*), terttualpi (*L. thyrsiflora*), ojakellukka (*Geum rivale*), suoputki (*Peucedanum palustre*), nokkonen (*Urtica dioica*), metsäkurjenpolvi (*Geranium sylvaticum*) ja rantatädyke (*Veronica longifolia*) sekä erityisesti pohjoisessa kullero (*Trollius europaeus*).

Pensaskeroksessa kasvaa rannoille tyypillisesti pajuja (*Salix* spp.), paatsamaa (*Rhamnus frangula*) ja tuomea (*Prunus padus*). Pensaskerros on runsas tulvametsille luontaisen puuston aukkoisuuden takia. Puustossa valtalajeina ovat hieskoivu (*Betula pubescens*), harmaaleppä (*Alnus incana*) ja tervaleppä (*A. glutinosa*), haapa (*Populus tremula*) sekä puumaiset pajut. Kuusta (*Picea abies*) kasvaa sekapuuna, ja paikoitellen se voi olla vallitsevana puulajina. Kuuset eivät taimetu ja menesty tulvametsissä, joissa kasvukauden aikaiset tulvat ovat pitkiä ja toistuvat usein. Kuusivaltaisilla alueilla tulvan vaikutus on tavallisesti lievää, vain keväällä tapahtuvaa, mikä ei ole puustolle niin haitallista kuin kasvukauden aikainen tulva (Tuononen ym. 1981). Kuusi voi myös kasvaa ympäristöään korkeammilla kohdilla. Harvinainen tulvametsien puu on eteläisimmässä Suomessa muutamissa paikoissa kasvava vaarantunut kynäjalava.

Monet tulvametsien lajeista ovat nykyisin hyvin harvinaisia. Veteen kaatuneilla havupuilla elävä kovakuoriainen uppokeiju (*Ditylus laevis*) esiintyy suppealla alueella itärajan tuntumassa. Eteläisessä Suomessa veteen kaatuneet tai muutoin kosteat lehtipuut ovat vaskikaarniaisten (*Cyanostolus aeneus*) sekä tulvasammalen elinympäristöä.

Luontaisia häiriöitä tulvametsissä aiheuttavat tavallista pitkäkestoisemmat tulvat, jotka heikentävät, vaurioittavat ja jopa tappavat puita. Tulvat myös ylläpitävät lehtipuuvallaisuutta, sillä ne hävittävät kuusialikasvosta. Myös kangasmetsien tavanomaisemmat häiriöt kuten tuulenkaadot ja hyönteistuhot vaikuttavat puustorakenteeseen. Vesistöjen läheisyyden ja märkyyden takia tulvametsissä on vain harvoin metsäpaloja. Lahopuuta tulvametsissä, kuten rantametsissä yleensäkin, on enemmän kuin tavanomaisilla kivennäismailla, ja lahoppulajistokin voi olla runsaampi. Puuston aukkoisuus, pensaskerros ja häiriöiden aiheuttamat äärevät olosuhteet lisäävät alueiden merkitystä lajistolle. Uudistuminen tapahtuu pienaukkoihin ja vesasyntyisesti.

Tiedon puutteen vuoksi tulvametsiä ei ole jaoteltu alatyyppeihin, vaikka tulvivan vesistön tyypillä voi olla vaikutusta tulvametsän ominaisuuksiin (Tonteri ym. 2008b).

LIITE 2/7

Kalkkikalliot

Määritelmä

Kalkkikallioilla tarkoitetaan kalliopaljastumia tai ohutpeitteisiä kallioita ja niistä rapautuneita kivikoita ja vyöryrsoria, joilla esiintyy kalkkivaikutteista kallioiden, ketojen tai kuivien lehtojen kasvillisuutta. Luontotyyppiin luetaan myös vanhat kalkkilouhokset ja niiden sivukivialueet sekä erilliset kalkkilohkareikot. Kalkkivaikutteinen kasvillisuus voi esiintyä vallitsevana tai mosaiikkimaisesti tavanomaisen kallio-, metsä- tai perinnebiotooppikasvillisuuden joukossa. Kalkkikallioiden erityinen kasvillisuus liittyy niiden kallioperässä esiintyvään kalsiittiseen kalkkikiveen tai dolomiittiin tai silikaattikivilajien sivumineraalina esiintyvään karbonaattiin.

Uhanalaisuus

Kalkkikalliot on arvioitu luontotyyppiryhmänä Suomessa vaarantuneiksi (VU), kuten myös suurin osa niiden tarkemmista luontotyypeistä (Kontula ym. 2008a). Kalkkikallioiden luontotyypit on yleensä arvioitu uhanalaisemmiksi Etelä-Suomessa kuin Pohjois-Suomessa, mutta yhtään luontotyyppiä ei ole arvioitu nykyisellään turvatuksi myöskään Pohjois-Suomessa. Äärimmäisen uhanalaisiksi (CR) on arvioitu avoimet laakeat kalkkikalliot sekä kalkkivaikutteiset kalliokedot, joita esiintyy myös samoilla paikoilla. Tunturien kalkkikalliot ja -kivikot sekä kalkkivyöryrsorat on arvioitu silmälläpidettäviksi (NT).

	Koko maa	Etelä-Suomi	Pohjois-Suomi
Kalkkikalliot	VU	VU	NT
Merenrantakalkkikalliot	VU	VU	–
Järvenrantakalkkikalliot	VU	VU	NT
Joenrantakalkkikalliot	NT	EN	NT
Avoimet laakeat kalkkikalliot	CR	CR	DD
Puustoiset laakeat kalkkikalliot	VU	VU	VU
Valoisat kalkkikalliojyrkänteet	NT	EN	NT
Varjoiset kalkkikalliojyrkänteet	VU	VU	NT
Kalkkisiirtolohkareet	NT	NT	NT
Kalkkivaikutteiset kalliokedot	CR	CR	–
Tunturien kalkkikalliot ja -kivikot	NT	-	NT
Kalkkivyöryrsorat	NT	-	NT

Uhanalaistumisen syyt

Kaivannaistoiminta, umpeenkasvu, metsien uudistamis- ja hoitotoimet, rakentaminen, vesien rehevöityminen ja likaantuminen, vesirakentaminen, kuluminen.

Kalkkikallioita on louhittu Suomessa jo ainakin 1500-luvulta lähtien, ja Etelä-Suomen laajimmat kalkkikallioalueet on suurimmaksi osaksi varattu kalkintuotantoon. Louhinnan vaikutus ei ole ollut yksinomaan tuhoava tai köyhdyttävä, vaan louhimalla on myös luotu geomorfologista vaihtelua eli seinämiä, louhikoita ja paljaita kalliopintoja ennestään loivapiirteisille ja peitteisille kallioselänneille.

Niin Etelä- kuin Pohjois-Suomessakin tunturien kalkkikallioita lukuun ottamatta kalkkikallioiden luonnetta on muuttanut umpeenkasvu, joka metsäpalojen ja laidunnuksen vähennyttä sekä rehevöittävä typpilaskeuman myötä on muuttanut kalkkikallioita entistä peitteisemmiksi. Kalkkikallioiden eliöyhteisöihin on vaikuttanut haitallisesti myös metsänhoito. Hakkuilla on heikennetty varsinkin varjokallioiden kosteaan ja tasaiseen pienilmastoon sopeutuneiden eliöyhteisöjen elinoloja, mutta toisaalta tiheet istutusmetsät ja kuusettuminen ovat varjostuksellaan köyhdyttäneet lajistoa.

Kalkkikallioita on jäänyt jonkin verran asutuksen piiriin, jolloin esiintymiä on peittyneet mm. rakennusten tai pihamaan alle tai ne ovat muuttuneet eliöyhteisöiltään voimakkaan kulttuurivaikutteisiksi. Monia kohteita on tuhoutunut rakennushankkeiden yhteydessä esimerkiksi pääkaupunkiseudulla. Rantakallioiden eliöyhteisöihin ovat vaikuttaneet haitallisesti vesien rehevöityminen, jonka myötä rannoille ajautuu aiempaa enemmän eloperäistä ainesta, sekä varsinkin pohjoisen vesistöjen säännöstely.

Tunturien kalkkikalliot ja -kivikot sekä kalkkivyörysorat on katsottu silmälläpidettäviksi niiden suppea-alaisen esiintymisen ja vähäisen määrän vuoksi.

Uhkatekijät

Umpeenkasvu, metsien uudistamis- ja hoitotoimet, rakentaminen, kaivannaistoiminta, vesien rehevöityminen ja likaantuminen, vesirakentaminen, kuluminen.

Tulevaisuudessa kalkkikallioiden uhkatekijät ovat muuten samat kuin uhanalaistumiseen johtaneet syyt. Etelä-Suomessa kalkkikallioiden vakavin nykyinen uhka lienee umpeenkasvu. Umpeenkasvua kiihdyttävät tiheät istutustaimikot, joiden tuottama karike peittää nopeasti pienet kalliopaljastumat ja happamuudellaan köyhdyttää lajistoa. Myös hakkuut vaikuttavat edelleen haitallisesti kalkkikallioiden eliöyhteisöihin, ja Etelä-Suomessa rakentaminen on suuri uhkatekijä, erityisesti kalkkikalliokedoille.

Vaikka kalkin louhinta on tällä hetkellä varsin keskittynyttä ja osittain maanalaista toimintaa, talous-suhdanteiden muuttuessa kaivannaistoimintaa voidaan edelleen pitää merkittävänä kalkkikiviesiintymien uhkatekijänä taloudellisesti merkittävillä esiintymillä. Rantakallioiden eliöyhteisöihin vaikuttavat edelleen haitallisesti vesien rehevöityminen sekä Pohjois-Suomessa vesistöjen säännöstely. Rehevöittävä laskeuma on arvioitu merkittäväksi kalkkikallioketöjen lajistoa muuttavaksi tekijäksi.

Tunturialueen kalkkikallioihin ja -kivikoihin ei ole katsottu kohdistuvan merkittäviä uhkia. Kalkkivyörysorina uhkaa vähäisessä määrin porolaidunnuksen aiheuttama kuluminen. Kilpisjärvellä Saanan lähistöllä rakentaminen ja retkeilijöiden määrän lisääntyminen saattavat aiheuttaa maastovaurioita ja vaikuttaa kalkkivyörysooriin. Porolaidunnus voi lisätä vyörysoorilla maan vyörymistä ja vaikuttaa siten lajistoon.

Keskeiset ominaispiirteet luonnontilaisella kohteella (tavoitetila)

Paisteseinämät

Rakenne: Aukkoinen, kulumaton aluskasvillisuus, kalkinvaatija ja -suosijalajien esiintyminen, puustoltaan avoin tai vähäpuustoinen, pensasto voi olla niukka. Ohut humuskerros.

Toiminta: Varjostusolosuhteiden ja pienilmaston avoimuus ja paahteisuus, kilpailusta vapaan kalliopinnan paljastuminen mm. rapautumisen myötä.

Varjoseinämät

Rakenne: Kulumaton aluskasvillisuus, kalkinvaatija ja -suosijalajien esiintyminen, varjostava puusto, usein runsas pensasto. Ohut humuskerros.

Toiminta: Varjostusolosuhteiden ja pienilmaston varjoisuus ja kosteus.

Laakeat kalkkikalliot ja kalkkikalliokedot

Rakenne: Aukkoinen, kulumaton aluskasvillisuus, kalkinvaatija ja -suosijalajien esiintyminen, puustoltaan avoin tai puoliavoin, pensasto niukka. Ohut humuskerros.

Toiminta: Avoimilla kalliikohteilla varjostusolosuhteiden ja pienilmaston avoimuus ja paahteisuus, puustoisilla kohteilla taas riittävä suoja/varjostus, perinnebiotooppikohteilla laidunkäyttö.

Kalkkivyörysorat

Rakenne: Avoin kulumaton niukkalajinen kasvillisuus, sammal- ja jäkäläpeite puuttuu tai on hyvin niukka, ohut humuskerros.

Toiminta: Kiviaineksen vähittäinen, luontainen liikkuminen, mistä johtuu avoin kasvillisuus ja vähäinen sammal- ja jäkäläpeite.

Kalkkilohkareryhmät ja kalkkisiirtolohkareet

Rakenne: Lohkareilla kulumaton kasvillisuus, kalkkivaikutteista kasvillisuutta etenkin pystypinnoilla ja myös lohkarereen/lohkareryhmän ympäristössä, metsäinen, usein suojainen ympäristö.

Toiminta: Puuston varjostus ja suojainen pienilmasto.

Vanhat kalkkilouhokset

Kalkkilouhokset eivät edusta luonnontilaista luontotyyppiä; niiden osalta tavoitetila määräytyy sen mukaan, mitä edellä luetelluista kalliotyypeistä kohde lähinnä vastaa.

Levinneisyys

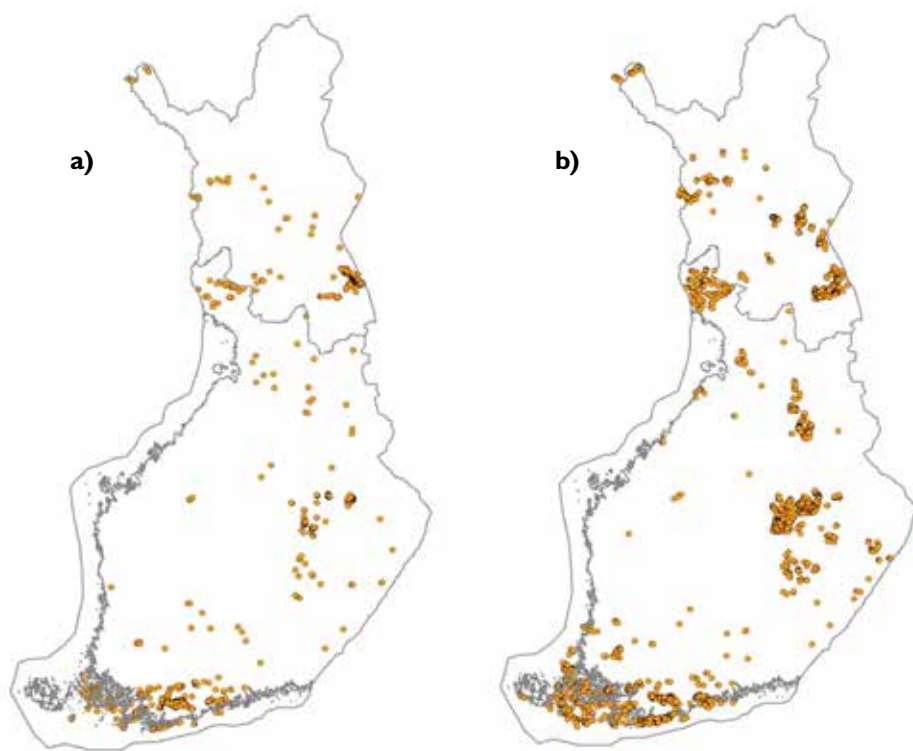
Koko maa Inarin ja Utsjoen kuntia lukuun ottamatta.

Kalkkikivi ja kalkkikalliopaljastumat ovat Suomessa hyvin harvinaisia. Niiden yleislevinneisyys kattaa lähes koko maan, mutta esiintymisessä on selviä keskittyimiä: lounaisrannikko, läntinen Uusimaa, Pohjois-Savo, Kainuun vaarajakso, Tornion ja Tervolan seutu (Lapin kolmio), Pohjois-Kuusamo, Kittilä sekä Pelkosenniemen–Sallan seutu (kuva 1). Kalkkivaikutteiseen kallioperään liittyvät kalliokedot keskittyvät Ahvenanmaalle, Varsinais-Suomeen ja Uudellemaalle.

Lajistollisesti Etelä- ja Pohjois-Suomen kalkkikalliot eroavat suuresti toisistaan. Erot johtuvat mm. kalkkikallioiden voimakkaammasta hyödyntämisestä ja muiden uhkatekijöiden suuremmasta vaikutuksesta Etelä-Suomessa, Pohjois-Suomen laajemmista kalkkikallioalueista ja vähäisemmästä puuston varjostuksesta sekä ilmastollisista seikoista (Pykälä 2011).

Vanhoja kalkkivilouhoksia esiintyy eri puolilla Suomea aina Länsi-Lappia myöten. Runsaimmin niitä on Etelä-Suomen rannikkoseudulla ja Savossa.

Kalkkikallioihin liittyviä kivikoita sekä kalkkivyöryrosoria esiintyy erityisesti Enontekiön Käsivarren suurtunturien alueella sekä Kuusamossa. Kalkkilohkareikot ovat hyvin harvinaisia, ja niitä esiintyy hajanaisesti koko maassa, mutta erityisesti Lapin kolmion alueella.



Kuva 1.

a) Kalkkikiviesiintymät Suomessa. Laadittu Geologian tutkimuskeskuksen julkaisemien kallioperäkarttojen perusteella. Mukana ovat kallioperäkartoille kalkkikivenä tai dolomiittina merkityt kivilajikohteet sekä merkinnällä "kalkki- tai karsikivi" merkityt kohteet. © Geologian tutkimuskeskus, Maanmittauslaitos lupa nro 7/MML/12.

b) Tunnetut kalkkikalliokasvillisuuden esiintymät Suomessa Suomen ympäristökeskuksessa kootun kalkkikalliotietokannan perusteella (Suomen ympäristökeskus 2011). Tietokanta kattaa kalkkikalliot, joista on olemassa kalkkikalliota indikoivaa kasvillisuus- tai lajistotietoa. © Suomen ympäristökeskus, Maanmittauslaitos lupa nro 7/MML/12.

Pinta-ala

Koko maa: 600–1 300 ha, arvio epävarma

Etelä-Suomi: 400–800 ha, arvio epävarma

Pohjois-Suomi: 200–500 ha, arvio epävarma

Kalsiittisen kalkkikiven ja dolomiitin osuus Suomen kallioperästä on vain 0,1 % (Sederholm 1925) ja kalkkikiviesiintymistä on paljastuneina keskimäärin erittäin pieni osuus. Kallioperässä kalkkikiviesiintymien koko voi vaihdella kämmenen kokoisista laikuista tai muutaman millimetrin levyisistä nauhamaisista kerroksista kymmenien metrien levyisiin ja satoja metrejä pitkiin esiintymiin. Kuitenkin jo muutaman sadan metrin läpimittaiset kalkkikiviesiintymät ovat Suomessa erittäin harvinaisia. Kalkkikallioiden indikaattorilajien ja muun kalkkivaikutteisen kasvillisuuden vaihtelu heijastelee paitsi kalkkikiven esiintymistä, myös kallion pinnanmuotojen sekä kosteus- ja valaistusolosuhteiden vaihtelua. Indikaattorilajit ja muu kalkkivaikutteinen kasvillisuus voivat esiintyä joko vallitsevana tai laikuittain, mosaiikkimaisesti.

Biologisesti arvokkaiden kalkkikallioiden yhteispinta-alasta tai lukumäärästä voidaan esittää vain suuruusluokka-arvioita. Suomen ympäristökeskuksen kokoamassa kalkkikalliotietokannassa on noin 800 biologisesti arvokkaaksi luonnonkallioksi tai kalkkilouhokseksi luokiteltua kalkkikalliokohdetta (Suomen ympäristökeskus 2011). Kalkkikalliokohteiden pinta-alaa on tähän mennessä järjestelmällisesti pyritty arvioimaan vain Suomen ympäristökeskuksen inventoinneissa (Juha Pykälä), jotka painottuvat Etelä-Suomeen ja etenkin Uudellemaalle. Myös Suomen ympäristökeskuksen hanke "Kalkkikallioiden esiintymäverkosto, tila ja hoitotarve" (KALTI) tuottaa tarkentunutta pinta-alatietoa lähivuosina. Pykälän aineiston mukaan Etelä-Suomessa kalkkikallioiden (pois lukien käytössä olevat kalkkilouhokset) pinta-alan mediaani on 0,16 ha ja keskiarvo 0,66 ha. Pohjois-Suomessa vastaavat luvut ovat korkeammat: 0,24 ha ja 1,38 ha.

Kun yllä mainittuja aineistoja käytetään tunnettujen kalkkikallioiden (sisältäen kalkkivaikutteiset kalliokedot) kokonaispinta-alan arvioimiseen, saadaan yhteispinta-alaksi Etelä-Suomessa 410 ha ja Pohjois-Suomessa 230 ha. Todelliset pinta-alat lienevät näitä arvioita jonkin verran suuremmat, koska kaikki kalkkikalliokohteet eivät vielä sisälly käytettävissä olevaan aineistoon.

Myös hyvin pienillä kalkkikallioilla voi esiintyä kalkkilajistoa, jos ne ovat avoimia (esim. pienet puuttomat kalkkikalliokedot) (Pykälä 2011). Tästä syystä biologisesti arvokkaiden kallioiden minimikoosta ei voida esittää arviota. Toisaalta pieniä määriä kalkkia eli karbonaattia esiintyy sivumineraalina luontaisesti myös osassa silikaattikivilajeja, mikä näkyy lajistossakin, mutta tällaisia vähäisiä kalkkiin liittyvän lajiston esiintymiä ei katsota kuuluvaksi tässä määritellyyn luontotyyppiin.

Yhteydet hallinnollisiin luokitteluihin

Luonnonsuojelulain luontotyypit (29 §): ei vastaavuutta

Metsälain erityisen tärkeät elinympäristöt (10 §): Kalkkikallioseinämät voivat edustaa metsälain erityisen tärkeää elinympäristöä *jyrkänteet ja niiden alusmetsät*, jos ne ovat luonnontilaisia tai luonnontilaisen kaltaisia ja seinämä on korkea (vähintään 10 m) ja alusmetsä on jyrkänteen varjostama ja muuta metsäympäristöä rehevämpi jyrkänteeltä vierivien tai valuvien rapautumistuotteiden vuoksi. Metsälain erityisen tärkeäksi elinympäristöksi laskettavia kalkkikallioseinämiä esiintyy vain Kuusamon alueella. Vähäpuustoisista ja avoimista kalkkikallioista voi osa sisältyä metsälain erityisen tärkeään elinympäristöön *karukkokankaita puuntuotannollisesti vähätuottoisemmat kalliit, kivikot, louhikot*, mutta koska vähäpuustoiset ja avoimet kalkkikalliit ovat yleensä hyvin pienialaisia, niitä kenties harvemmin käytännössä erotetaan metsäkuvioinnissa "karukkokankaita puuntuotannollisesti vähätuottoisemmiksi" alueiksi.

Vesilain suojaamat pienvesityypit: ei vastaavuutta

Luontodirektiivin luontotyypit: Kalkkikallioiden ja -ketojen osalta vastaa luontotyyppiä *kalkkikalliit* (8210) sekä *alvarit ja kalkkivaikutteiset kalliokedot* (6820).

METSO-ohjelman valintaperusteet

Puustoiset kalkkikalliit sisältyvät METSO:n ensijaiseen elinympäristöön *kalkkikallioiden ja ultraemäksisten maiden metsäiset elinympäristöt* (METSO:n valintaperustetyöryhmä 2008).

METSO-kohteiden pinta-ala: METSO-ohjelman tavoitteena on saada turvattua kalkkikallioita ja ultraemäksisten maiden metsiä luonnonsuojelulla 200 ha ja talousmetsien ympäristötuella 100 ha (taulukko 1). Sen mukaan, miten tavoitteet saavutetaan ja missä suhteessa näitä kahta erilaista elinympäristöä turvataan, METSO-ohjelma tulee parantamaan ainakin jossain määrin kalkkikallioiden suojelutilannetta.

Taulukko 1. METSON tavoitepinta-alat (ha) vuosille 2008–2016 ja niiden toteutuminen (ha) vuosina 2008–2011 kalkkikallioiden ja ultraemäksisten maiden metsäisissä elinympäristöissä (Veikko Miettinen, ympäristöministeriö, kirj. tiedonanto 31.1.2012; Koskela ym. 2010; Tapio 2011). Kemeralla rahoitettuja luonnonhoitohankkeita on saattanut kohdentua myös kalkkikallioille ja ultraemäksisten maiden metsiin, mutta tätä ei ole tilastoitu erikseen.

Tavoite ELY-keskuksille	Toteutunut pysyvä LSL:n mukainen suojelu	Toteutunut määräaikainen LSL:n mukainen suojelu	Tavoite Suomen metsäkeskukselle (Kemera-rahoitus)	Toteutuneet ympäristötukisopimukset	Toteutunut yhteensä
200	25	1	100	1	27

Metsäsertifiointi ja metsänhoitosuositukset

Kalkkikalliot eivät ole *kestävän metsänhoidon PEFC-standardin* (Suomen PEFC standardi 2009a, 2009b) mukaisia luonnonsuojelullisesti arvokkaita elinympäristöjä. FSC-standardissa (Suomen FSC-standardi 2011) muihin aina säästettäviin kohteisiin kuuluvat vanha- ja lahoppuustoiset metsäiset kalliot, jyrkänteet ja louhikot, jolloin kalkkikalloista puustoltaan luonnontilaisimmat kohteet kuuluvat sen piiriin. Hyvän metsänhoidon suosituksissa ei erikseen mainita kalkkikallioihin liittyviä elinympäristöjä. Myös kalkkikallion tunnistaminen voi muille kuin asiantuntijoille olla hyvin vaikeaa.

Kalkkikallioihin liittyviä luontoarvoja ei erikseen huomioida *Tapion hyvän metsänhoidon suosituksissa* (Tapio 2006a), mutta kallioiden maisemallista merkitystä korostetaan ja rantakallioiden metsät samoin kuin vähäpuustoiset kalliometsät ylipäättään suositellaan jätettäväksi hakkaamatta.

Metsähallituksen metsätalous ei erikseen huomioi kalkkikallioita luontokohteina, mutta Metsähallituksen metsätalouden ympäristöoppaan mukaan uhanalaiset luontotyypit sisältyvät nykyisiin luontokohteisiin, jotka jätetään metsätalouden ulkopuolelle (Päivinen ym. 2011). Ympäristöoppaan mukaan luontokohteita ovat kalliot, jyrkänteet ja varjorinteet, rotkot, kurut sekä vähäpuustoiset kivikot ja louhikot. Vaikka luontokohteilla ei ympäristöoppaan mukaan harjoiteta metsätaloutta, oppaassa todetaan, että "louhikkoalueet ja jyrkät rinteet jätetään pääsääntöisesti luonnontilaan, ja korjuukelpoisissa kohteissa säästetään vanhan metsän saarekkeitä säästöpuuryhminä ja pienkohteina sekä vanhoja ylispuuryhmiä mm. petolintujen pesäpuiksi".

Suojelutilanne

Suojeltujen esiintymien osuus Etelä-Suomessa: 12–33 %, arvio melko luotettava

SYKEssä kootun kalkkikalliotietokannan kalkkikalliokohteista on Etelä-Suomessa ainakin osittain luonnonsuojelualueilla 12 %. Jos mukaan lasketaan luonnonsuojelualueiden lisäksi vielä suojelualueina perustamattomien suojeluohjelmien alueiden ja Natura 2000 -alueiden kalkkikalliokohteet, on vastaava luku 33 %. Näihin lukuihin sisältyy kolme erityisesti suojeltavan lajin esiintymän rajauspäätöstä (tuoksu-käppyräsammal *Mannia fragrans*, kalkkiruusukesammal *Rhodobryum ontariense* ja ketokatkerokko *Gentianella campestris*), pinta-alaltaan yhteensä 1,7 ha.

Metsähallituksen luontopalveluiden paikkatietoaineistossa on luontodirektiivin mukaisia kalkkikallioita luontopalveluiden hallinnassa olevilla alueilla ja yksityisillä luonnonsuojelualueilla hemi-, etelä- ja keskiboreaalilla vyöhykkeillä 12 ha (Elisa Pääkkö, Metsähallitus, kirj. tiedonanto 11.4.2012).

Suojeltujen esiintymien osuus Pohjois-Suomessa: 60–71 %, arvio epävarma

SYKEssä kootun kalkkikalliotietokannan kalkkikalliokohteista on Pohjois-Suomessa ainakin osittain luonnonsuojelualueilla 60 %. Jos mukaan lasketaan luonnonsuojelualueiden lisäksi vielä suojelualueina perustamattomien suojeluohjelmien alueiden ja Natura 2000 -alueiden kalkkikallioesiintymät, on vastaava luku 71 %. On mahdollista, että suojeltujen esiintymien osuus on todellisuudessa pienempi, koska Oulangan kansallispuiston kalkkikalliot tunnetaan keskimääräistä paremmin ja muualla saattaa olla suhteessa enemmän tuntemattomia kalkkikalliokohteita.

Metsähallituksen luontopalveluiden paikkatietoaineistossa on luontodirektiivin mukaisia kalkkikallioita luontopalveluiden hallinnassa olevilla alueilla ja yksityisillä luonnonsuojelualueilla pohjoisboreaalilla vyöhykkeellä 430 ha (Elisa Pääkkö, Metsähallitus, kirj. tiedonanto 11.4.2012).

Hoito- ja ennallistamistarve

Hoito- ja ennallistamistarve Etelä-Suomessa: kohtalainen (20–50 % esiintymistä, 80–400 ha, arvio epävarma)

Hoito- ja ennallistamistarve Pohjois-Suomessa: vähäinen (5–10 % esiintymistä, 10–50 ha, arvio epävarma)

Kalkkikallioiden kannalta keskeisiä hoitotoimia ovat varjostavan puuston harvennus ja alikasvoksen raivaaminen umpeenkasvaneissa paahdeympäristöissä, pohja- ja kenttäkerroksen aukottaminen sekä perinnebiotoopeilla laidunnus. Toiminnasta poistuvissa, maisemoitavissa kalkkilouhoksissa on syytä jättää kallio- ja mineraalimaapintoja osittainen peittämättä, mutta ne eivät edusta tässä turvattavaksi ehdotettavaa luontotyyppiä.

Erityisesti Etelä-Suomessa kalkkikallioiden valorinteet ja avoimet laakeat kalkkikalliot sekä kalkkikedit ovat muuttuneet peitteisemmiksi ja varjoisemmiksi. Puusto ja pensasto sekä korkeakasvuiset heinät ovat runsastuneet, karikkekerros on paksuuntunut ja metsäsammalet lisääntyneet ja syrjäyttäneet vaate-liasta kalkkikalliolajistoa mm. metsäpalojen tehokkaan torjunnan sekä laidunnuksen loppumisen vuoksi. Vain melko pieni osa esim. kalkkijäkälistä suosii varjoisia olosuhteita (Pykälä 2011). Koska puusto rajoittaa voimakkaasti monien pohja- ja kenttäkerroksen kalkinvaatijalajien esiintymistä, sitä tulisi tällaisilla kohteilla harventaa ja alikasvosta raivata. Myös Pohjois-Suomesta on havaintoja ainakin kalkkijäkälien taantumisesta puuston kasvaneen varjostuksen ja kookkaiden sammalten (mm. kerrossammal *Hylocomium splendens* ja seinäsammal, *Pleurozium schreberi*) takia (mm. Jäkäläniemi 2011). Umpeenkasvaneilla paisteseinämillä kalkkikalliopintaa voidaan paljastaa poistamalla tavanomaista pohja- ja kenttäkerroksen kasvillisuutta ja karikkekerrosta. Jo toimenpiteitä suunniteltaessa on oltava selvillä kohteen arvokkaasta ja uhanalaisesta lajistosta ja varmistettava lajiston säilyminen toimenpiteitä tehtäessä.

Kalkkikallioiden varjoseinämillä umpeenkasvu ei pääsääntöisesti ole ongelma, koska luontotyyppi on luontaisesti suojainen ja varjoinen ja pienilmasto kostea. Metsänhakuut voivat muuttaa kohteiden pienilmastoa, mutta varsinaista ennallistamis- tai hoitotarvetta useimmilla varjoseinämillä ei ole, vaan keskeisintä olisi jättää puusto kallion edustalla käsittelemättä.

Käytöstä poistuvien kalkkilouhosten jälkihoidossa ja maisemoinnissa tulee entistä paremmin ottaa huomioon niillä esiintyvä kalkkilajisto sekä niiden potentiaali harvinaisen lajiston elinympäristönä. Maisemoitaessa tulee jättää kalkkikalliopinnot, kalkkimaat sekä sivukivialueet peittämättä. Käyttämättä jäävät sivukivikasat tulee ottaa huomioon kaivannaisjätealueiden hoitosuunnitelmissa siten, että niitä ei peitetä. Koska suurimmat kaivoskuopat täyttyvät pohjavedellä, on sivukivialueen jättäminen peittämättä keskeistä avoimesta ympäristöstä riippuvaisen kalkkilajiston turvaamisen kannalta.

Vanhojen kalkkilouhosten kohdalla hoidon ja ennallistamisen tavoitteet tulee määritellä sen mukaan, onko kohteella edellytyksiä esim. laajuuteensa ja avoimuutensa ansiosta paahdeympäristöksi vai onko se sijainniltaan ja rakenteeltaan suojainen, jolloin kohteen suojelutavoitteet ovat kosteassa pienilmastossa ja siitä riippuvaisessa lajistossa. Jos kohde on pitkälle metsittynyt, sen lajistolliset arvot voivat olla myös esim. kalkista riippuvaisessa sienilajistossa. Toimenpiteitä kohdennettaessa on otettava huomioon, että pienialaiset ja rakenteeltaan hyvin suojaiset ja matalat seinämät ja louhoskuopat kasvavat nopeammin umpeen kuin isommat ja jyrkemmät, avoimet seinämät.

Kalkkikallioiden ja -louhosten maisemointi- sekä hoito- ja ennallistamistoimien suunnittelussa on erityisesti otettava huomioon kohteella esiintyvien uhanalaisten lajien elinvaatimukset.

KALTI-hankkeen myötä kalkkikalliokohteiden hoito- ja ennallistamistarve tarkentuu.

Suojelutilanteen parantaminen

Ehdotus keinoiksi suojelutilanteen parantamiseksi: Lisääminen luonnonsuojelulain 29 §:n luontotyyppiin sekä hoidon järjestäminen sitä tarvitseville kalkkikalliokohteille.

Kalkkikiveen liittyvien luontotyyppien ja niiden eliöyhteisöjen turvaamiseksi on tärkeää vähentää rakentamisen, metsänhoitotoimien ja kaivannaistoiminnan haitallisia vaikutuksia sekä varmistaa tarvittavat hoito- ja ennallistamistoimenpiteet umpeenkasvaville kohteille. Kalkkikallioiden erottaminen muista kallioluontotyypeistä on siinä määrin vaikeaa, ettei niitä pystytä ottamaan huomioon esim. metsänhoitotoimien suunnittelussa ja toteutuksessa tai kaavoituksessa, ellei kalkkikalliot tunteva asiantuntija ole tunnistanut ja rajannut kohdetta.

Yhteydet lajisuojeluun

Kalkkikallioiden eliölajisto on poikkeuksellisen runsas, etenkin suhteessa niiden pinta-alaan maassamme. Kaikista kalliolajeista kolmannes on kalkkikallioiden lajeja (Auvinen ym. 2005) ja uhanalaisista kalliolajeista (227) kolme neljäsosaa esiintyy pääasiassa kalkkikallioilla (Rassi ym. 2010). Esimerkiksi kalkkijäkälien osuus kaikista jäkälälajeista on yli satakertainen elinympäristön osuuteen nähden, minkä katsotaan johtuvan kalkkikallioiden suuresta habitaattidiversiteetistä (Pykälä 2011). On arvioitu, että kiireellisesti suojelutoimia (hoito, ennallistaminen, alueiden suojelu) tarvitsevista uhanalaisista lajeista

37 jäkälälajille ja 17 sammallajille kalkkikallioiden ja -louhosten suojelelun tehostaminen on keskeinen turvaamistoimi (Anttila ja Juutinen 2011; Kempainen ym. 2011).

Kalkkikallioita suojelemalla olisi mahdollista turvata suuri joukko uhanalaisten lajien esiintymiä. SYKEN kokoaman kalkkikallioaineiston kohteille osuu Etelä-Suomessa noin 640 ja Pohjois-Suomessa noin 310 ennestään suojelematonta uhanalaisten tai silmälläpidettävän putkilokasvin, sammalen, jäkälän tai sienien esiintymää. Näistä esiintymistä Etelä-Suomessa noin 140 ja Pohjois-Suomessa noin 30 on erityisesti suojeltavien lajien esiintymiä. Koska uhanalaisten lajien tietojen kokoaminen on kesken, luvut ovat todellisuudessa vielä suurempia.

Luontodirektiivin liitteiden II tai IV lajien esiintymiä osuu kalkkikallioaineiston kohteille Natura 2000-verkoston ulkopuolella noin 50 Etelä-Suomessa ja noin 40 Pohjois-Suomessa.

Koska Etelä- ja Pohjois-Suomen kalkkikalliot eroavat lajistollisesti voimakkaasti toisistaan ja kalkkikalliokohteiden habitaattidiversiteettiä pidetään korkeana (Pykälä 2011), olisi lajisuojelelun kannalta tärkeää saada turvattua kattavasti kalkkikallioita ja vanhoja kalkkilouhoksia maan eri osista.

Geologinen ja biologinen kuvaus

Lajistollisesti arvokkaiden kalkkikallioiden kasvipeitteestä huomattavan osan muodostavat kalkkikallioiden indikaattorilajit, jotka ovat nk. kalkinvaatija- ja kalkinsuosijalajeja. Kalkkivaikutus näkyy etenkin pohja- ja kenttäkerroksen kasvillisuudessa, mutta myös pensaskerros voi ilmentää alustan ravinteisuutta. Kalkkikallio voi olla avoin tai puustoinen.

Jos kalkkikivi esiintyy kalliopaljastumalla valtakivilajina, kalkkivaikutus näkyy kasvillisuudessa ja jäkälälajistossa selvänä ja luontotyypin tunnistaminen ja rajaaminen on helppoa. Usein kalkkikivi tai dolomiitti esiintyy kalliolla kuitenkin muiden, karumpien kivilajien ohessa esimerkiksi kapeina välikerroksina. Tällöin myös kalkkikallioille luonteenomainen kasvillisuus esiintyy mosaiikkina muunlaisen kalliokasvillisuuden seassa.

Mosaiikkimaisuutta kalkkikallioille aiheuttaa myös paksuudeltaan vaihteleva orgaaninen tai epäorgaaninen peite. Mitä paksumpi mineraalimaapeite tai kasviperäinen kerros kalkkikiven päällä on, sitä vähemmän kalkkivaikutus näkyy kasvillisuudessa. Kalliopaljastumien reunoilla ja niiden välissä voidaan tavata kalkkivaikutteista ketomaista kasvillisuutta tai kuivaa lehtokasvillisuutta. Myös näiden alueiden sisällyttäminen luontotyyppiin on luonnon monimuotoisuuden turvaamisen kannalta tarkoituksenmukaista.

Useimmilla kalkkikallioilla kasvaa runsaasti kalkkikiertosammalta (*Tortella tortuosa*), kalkkikarvasammalta (*Ditrichum flexicaule*) tai kielikellosammalta (*Encalypta streptocarpa*). Kalkkikallioiden paljailta kivipinnoilla kasvaa kalkinvaatijajäkälää. Vastaavaa kasvillisuutta voi esiintyä myös vanhoissa kalkkilouhoksissa, jos louhokseen on jäänyt kalkkikiveä, sekä kalkkilouhosten sivukivialueilla.

Kalkkikalliokasvillisuuden vaihtelu heijastelee pienipiirteisesti kallion pinnanmuotojen sekä kosteus- ja valaistusolosuhteiden vaihtelua. Jyrkänteiden paisteseinämillä ovat vallalla kuivuutta sietävät jäkälä-, sammal- ja putkilokasvilajit, kun taas varjoseinämillä sammalten ja ruohojen osuus on suurempi.

Paisteseinämät

Avoimeen tai harvapuustoiseen ympäristöön rajautuvat tai puuston yli nousevat paisteseinämät ovat kasvillisuudeltaan yleensä varsin niukkoja. Tyypillisiä jäkälää ovat mm. viherkultajäkälä (*Caloplaca flavovirescens*), pikkuhyttelöjäkälä (*Collema parvum*, Kuusamossa), loisto- ja ryynikeltajäkälä (*Xanthoria elegans*, *X. sorediata*) sekä suomukonnanjäkälä (*Agonimia tristicula*), valkokonnanjäkälä (*Polyblastia albida*), kehräjäkälät (*Lecanora* spp.) sekä mustuaiset (*Verrucaria* spp.). Seinämillä voidaan tavata myös keskiravinteisten kallioiden lajistoa, kuten kalliokeuhkojäkälää (*Lobaria scrobiculata*). Sammallajistoon kuuluu esimerkiksi tumpurasammalia (*Barbula convoluta*, *Didymodon* spp.), kivikutrisammal (*Homalothecium sericeum*), hiippasammalia (*Orthotrichum* spp.) ja paasisammalia (*Schistidium* spp.). (Kontula ym. 2008a)

Varjoseinämät

Suurin osa varsinkin Etelä-Suomen kalkkikallioista on metsäympäristössä sijaitsevia matalia, varjoisia tai puolivarjoisia seinämiä tai pieniä laakeita paljastumia. Näiden varjoseinämillä tunnusomaisia sammalia ovat yllä mainittujen lajien lisäksi ruostesammalet (*Anomodon* spp.), väkäsammat (*Campyllum* spp., *Campyliadelphus* spp.), harasammalet (*Campylophyllum* spp.), kalkkipalmikkosammal (*Hypnum recurvatum*), pallosammal (*Plagiopus oederianus*) ja ituhammassammal (*Leiocolea heterocolpos*). Jäkälälajisto on moninaista ja näkyvimpiä lajeja edustavat mm. nahkajäkälät (*Peltigera* spp.). Seinämien raoissa ja hyllyillä viihtyvät lehtoruohot ja -heinät sekä esimerkiksi raunioiset (*Asplenium* spp.). (Kontula ym. 2008a)

Jyrkemmällä varjoseinämällä sammal- ja ruohokasvustojen osuus on pienempi. Jäkälät tai sinilevät peittävät laajoja pintoja ja sammalet ovat keskittyneet rakoihin ja seinämien tyville. Valtasammalia edustavat esimerkiksi kalkkikahtaissammal (*Distichium capillaceum*), kalkkikiertosammal, kalliopunatyvisammal (*Bryoerythrophyllum recurvirostrum*), kielikkelosammal sekä ylikaltevilla pinnoilla riippusammalet (*Nekera* spp.). Jäkälistä tyypillisiä ovat mm. hattarajäkälä (*Botrylepraria lesdainii*), kalkkikuppijäkälä (*Solorina saccata*), kalkkinuppujäkälä (*Protoblastenia rupestris*), kultajäkälät (*Caloplaca* spp.), hattujäkälälaji (*Catillaria lenticularis*), mustuaiset ja vahajäkälät (*Gyalecta* spp.). Tyvisenämiä värittää usein oranssi *Trentepohlia aurea* -viherlevä. (Kontula ym. 2008a)

Laakeat kalkkikalliot ja kalkkikalliokedot

Laakeilla ja vain ohuella peitteisillä kalkkikallioilla voi esiintyä ketomaista kasvillisuutta, jossa tavataan mm. heinäratamoa (*Plantago lanceolata*), keväthanhikkia (*Potentilla crantzii*), ketokäenminttua (*Satureja acinos*), harmaapoimulehteä (*Alchemilla glaucescens*), mäkiarhoa (*Arenaria serpyllifolia*), litteänurmikkaa (*Poa compressa*) ja sikoangervoa (*Filipendula vulgaris*) sekä monia muita kalkkinsuosija- ja kalkinvaatijalajeja, kuten papelorikkoa (*Saxifraga granulata*), mäkihärkkiä (*Cerastium semidecandrum*), ahopellavaa (*Linum catharticum*), mäkimeiramia (*Origanum vulgare*), verikurjenpolvea (*Geranium sanguineum*) ja mäkilitukkaa (*Cardamine hirsuta*). Laakeille kalkkikallioille tyypillisiä sammalia ja jäkäläitä ovat mm. ketohavusammal (*Abietinella abietina*), pikkutumpurasammal (*Barbula convoluta*), kalkkikarvasammal (*Ditrichum flexicaule*), havusammalet (*Thuidium* spp.), kiertosammalet (*Tortella* spp.), kalkkikynsisammal (*Dicranum brevifolium*) sekä kalkkitorvijäkälä (*Cladonia symphyocarpia*), hyytelöjäkälät (*Collema* spp.), risakesijäkälä (*Leptogium lichenoides*), ruskonahkajäkälä (*Peltigera rufescens*), ruskeiset (*Bilimbia* spp.), isomustejäkälä (*Placynthium nigrum*) sekä mustuaiset. (Kontula ym. 2008a)

Edustavimmilla kalkkivaikutteisilla pienruohokedoilla kasvaa mm. niittyräpelöä (*Briza media*), linnunruohoja (*Polygala* ssp.) mäkimeiramia, sikoangervoa (*Filipendula vulgaris*), nurmilaukkaa (*Allium oleraceum*), rantahirvenjuurta (*Inula salicina*), nuokkukohokkia (*Silene nutans*), käärmeenpistonyrttiä (*Vincetoxicum hirundinaria*) ja maarianverijuurta (*Agrimonia eupatoria*). Harvinaisempaan esiintyy mm. seljakämmekkää (*Dactylorhiza sambucina*). (Schulman ym. 2008b)

Tunturialueen kalkkikalliot ja -kivikot

Tunturialueella kalkkikallioita ja -kivikoita sekä -vyöryrosia esiintyy lähinnä Enontekiön Käsivarren suurtunturien alueella. Kalkkikivikoita ja -vyöryrosia esiintyy merkittävässä määrin myös Kuusamon-Sallan seudulla. Kalkkikivikoita esiintyy varsinkin kalkkikallioiden auringonpaisteen puoleisilla etelä- ja länsirinteillä, jotka keväisin paljastuvat ensimmäisinä lumen alta ja ovat pisimpään alttiina rapautumisprosesseille. (Norokorpi ym. 2008b)

Tunturialueen kalkkikallioiden ja -kivikkojen kasvipeite on avointa, mutta toisinaan ne ovat jäkälien ja sammalien peittämiä. Putkilokasvilajisto voi olla hyvin monipuolista. Lajistossa on kalkkikallioiden ja kalkkivyöryrosorien kasveja kuten kalliosara (*Carex rupestris*), tunturikynsimö (*Draba fladnizensis*), lumikynsimö (*Draba nivalis*), hentokorte (*Equisetum scirpoides*), kirjokorte (*Equisetum variegatum*), idänimarre (*Gymnocarpium continentale*), mätäsrikko (*Saxifraga cespitosa*), sinirikko (*Saxifraga oppositifolia*), tunturikohokki (*Silene acaulis*), kaljukiviyrtti (*Woodsia glabella*) ja tunturikiviyrtti (*Woodsia alpina*), Kuusamon seudulla lisäksi kalkki-imarre (*Gymnocarpium robertianum*) ja myyränporras (*Diplazium sibiricum*). Kuivilla lohkarilla esiintyvät sammalista uurrekellosammal (*Encalypta rhaptocarpa*), ruskopalmikkosammal (*Hypnum bambergeri*), tunturipalmikkosammal (*Hypnum revolutum*), kalliokoukerosammal (*Lescurea saxicola*), lapinpartasammal (*Syntrichia norvegica*) ja kalkkikiertosammal. Varjoisissa kivien onkaloissa esiintyvät peikonsammal (*Athalamia hyalina*), tunturilehvasammal (*Cyrtomnium hymenophyllum*), pikkusiimasammal (*Myurella tenerrima*), kultapahtasammal (*Orthothecium chryseon*) ja haprakiertosammal (*Tortella fragilis*). (Norokorpi ym. 2008b)

Kalkkivyöryrosat

Kalkkivyöryrosorien kasvipeite on avointa maa- ja kiviaineksen valumisen vuoksi. Vyöryrosorien reunamilla voi olla sulkeutunutta kangas- tai niittykasvillisuutta. Kalkkialustan vyöryrosorilla kasvaa monia harvinaisia tai uhanalaisia putkilokasveja: norjanarho (*Arenaria norvegica*), varvassara (*Carex glacialis*), kalliosara, tunturikynsimö, lumikynsimö, lapinvuokko (*Dryas octopetala*), hentokorte, kirjokorte, rusonätä (*Minuartia rubella*), tunturinätä (*Minuartia stricta*), erilaiset rikkolajit (*Saxifraga* spp.) ja tunturikohokki. Sammal- ja jäkäläpeite puuttuu tai on hyvin niukka, tosin lajistossa voi olla harvinaisia lajeja.

Kalkkilohkareryhmät ja kalkkisiirtolohkareet

Kalkkilohkareryhmien ja kalkkisiirtolohkareiden kasvillisuus on hyvin samankaltaista kuin kalkkikivikallioiden kasvillisuus. Puuston varjostamien ja päältä karikkeisten lohkareiden lakia peittävät useimmiten tavanomaiset metsäsammalet ja -jäkälät, toisinaan myös varvut ja yksittäiset pensaats. Varsinainen kalkinvaatija- ja kalkinsuosijalajisto viihtyy yleensä lohkareiden pystypinnoilla. Kasvillisuuteen vaikuttaa pinnanmuotojen lisäksi kosteus- ja valaistusolosuhteiden vaihtelu. (Kontula ym. 2008a) Kalkkilohkareiden lajisto on runsainta alueilla, joilla lohkareita on runsaasti, sekä suurilla lohkareilla (Virtanen ja Oksanen 2007).

Kalkkikivilohkareilla kasvaa tyypillisiä ravinteisten kasvupaikkojen sammalia kuten kalkkikiertosammalta, kalkkikahtaissammalta, kalkkikarvasammalta, ruostesammalia, kalliopunatyvisammalta ja kielikellosammalta. Jäkälistä tyypillisiä ovat mm. kalkkia suosivat jauhejäkälät, kalkkikuppijäkälä, kalkkinuppujäkälä, kultajäkälät, mustuaiset ja vahajäkälät. Räsänen (1953) mainitsee Etelä-Lapin Kivaloiden pieniltä dolomiittikiviltä isomustejäkälän ja sen seuralaisena pohjantuoksujäkälän (*Hymenelia heteromorpha*). Pystypintojen raoissa ja hyllyillä viihtyvät ruohot, esimerkiksi sanikkaisista raunioiset ja haurasloikko (*Cystopteris fragilis*). Kalkkisiirtolohkareen vaikutus heijastuu myös lohkareta ympäröivään kasvillisuuteen mm. metsämaastossa lehtomaisina piirteinä muuten karuilla kasvupaikoilla. Suurten lohkareiden vaikutus voi ulottua jopa 10–15 metrin päähän etenkin lohkareelta alaspäin viettävillä mailla. (Kontula ym. 2008a)

Kalkkilouhokset

Kalkkikivi esiintyy kallioperässä yleensä kapeina ja melko pystyasentoisina kerrosmaisina massoina, jotka pituussuunnassa ulottuvat pitkälle. Kalkkikiven esiintymistavasta johtuen myös useimmat vanhat kalkkikivilouhokset ovat muodoltaan kapeita ja korkeita, yleensä muutamien metrien levyisiä käytäviä, joita voi joskus olla maastossa jonomaisesti peräkkäin satojen metrien matkalla. Yli kymmenen metriä leveät louhokset ovat jo harvinaisia. Monet vanhoista louhoksista ovat pieniä kuoppia ilman pituussuuntaista jatkuvuutta, ja vaatimattomimpien erottaminen maastossa luonnonmuodoista voi olla hankalaa, samoin louhittujen seinämien erottaminen luonnonseinästä, jos selvä louhoskuoppa puuttuu. Monista vanhoista kalkkikivilouhoksista kalkki on aikojen kuluessa louhittu pituus- ja leveysuunnassa loppuun. Vanhempien louhosten ikää on yleensä vaikea päätellä pelkän nykyisen ulkonäön perusteella.

Kalkkilouhosten lajisto vastaa luontaisten kalkkikallioiden lajistoa. Avoimen ja paahtaisen louhosseinämän lajisto muistuttaa paisteseinämien lajistoa ja suojainen ja pienilmastoltaan kostean seinämän tai louhoskuopan lajisto muistuttaa varjoseinämien lajistoa.

Kalkkikallioiden indikaattorilajit

Luontotyyppin tunnistaminen ja rajaaminen tapahtuu kalkkikallioiden indikaattorilajien esiintymisen perusteella. Kalkkikallioiden indikaattorilajit ovat putkilokasveja, sammalia ja jäkäliä, jotka ainakin runsaana esiintyessään indikoivat vahvasti kalkkivaikutusta. Rajattavalla luontotyyppin kohteella tulee esiintyä vähintään muutamia näistä indikaattorilajeista. Suojeltavan luontotyyppikohteen rajaamisen ei kuitenkaan tule perustua pelkästään indikaattorilajien esiintymiseen, vaan kohdetta on ajateltava ekologisen kokonaisuutena, ja otettava mukaan kalkkilajiston kannalta suotuisa alue kokonaisuudessaan. Erilaisten kalkkikallioiden ekologinen vaihtelu on niin suurta, että monet lajit esiintyvät joko vain valo- tai varjoseinämällä tai ne ovat hyviä kalkkikallioiden indikaattoreita Pohjois-Suomessa, mutta eivät etelämpänä. Hyvä indikaattorilaji kalkkikallioiden tunnistamiseen maan eri osissa ja erilaisilla kallioilla on kalkkikiertosammal. Kalkkikiertosammalta esiintyy myös esim. mesotrofisilla amfiboliittikallioilla ja kalliojyrkänteiden koloissa. Jos kalkkikiertosammalta on kalliuseinämällä laajemmin kuin vain koloissa ja kallion tyviosissa, ja kalliolla on myös muuta kalkkivaikutteista kasvillisuutta, kohde hyvin todennäköisesti on kalkkikalliota. Muu kalkkivaikutteinen kasvillisuus voi olla eutrofista kallio-, lehto-, keto- ja niittylajistoa.

Kalkkikallioiden ja muiden kalkkikiveen liittyvien suojeltavien luontotyyppien tunnistamista varten ja rajaamisen tueksi tulee määritellä kalkkikallioiden indikaattorilajit (putkilokasvit, sammalat, jäkälät). Indikaattorilajiluetteloista tulee ilmetä lajien mahdollinen painottuminen paiste- tai varjoseinämille ja -kallioille, ovatko lajit indikaattorilajeja Etelä- ja/ vai Pohjois-Suomessa sekä ovatko lajit helposti tunnistettavia vai erityisosaamista vaativia.

LIITE 2/8

Serpentiinikalliot

Määritelmä

Serpentiinikallioilla tarkoitetaan ultraemäksisiä kalliopaljastumia, niistä rapautumalla syntyneitä kivikoita ja soraikoita, joilla esiintyy ultraemäksiselle alustalle luonteenomaisia serpentiinilajeja tai -rotuja, sekä niihin liittyviä peitteisiä alueita. Luontotyyppiin luetaan kuuluvaksi myös käytöstä poistetut louhokset ja sivukivialueet, jos niillä esiintyy serpentiinilajistoa.

Uhanalaisuus

Serpentiinikalliot, -kivikot ja -soraikot on arvioitu luontotyyppiryhmänä Suomessa vaarantuneiksi (VU) (Kontula ym. 2008a). Lukuun ottamatta silmälläpidettäviä (NT) serpentiinikivikoita ja -soraikoita kaikki serpentiinikallioiden tarkemmat luontotyypit on arvioitu vaarantuneiksi. Tunturialueen ultraemäksiset kalliot ja kivikot on arvioitu silmälläpidettäviksi (NT).

	Koko maa	Etelä-Suomi	Pohjois-Suomi
Serpentiinikalliot, -kivikot ja -soraikot	VU	VU	VU
Serpentiinirantakalliot	VU	VU	EN
Laakeat serpentiinikalliot	VU	VU	VU
Karut serpentiinijyrkänteet	VU	VU	VU
Kalkkivaikutteiset serpentiinijyrkänteet	VU	VU	VU
Serpentiinikivikot ja -soraikot	NT	–	NT
Tunturien ultraemäksiset kalliot ja kivikot	NT	–	NT

Uhanalaistumisen syyt

Kaivannaistoiminta, vesirakentaminen, metsien uudistamis- ja hoitotoimet, rakentaminen.

Serpentiinikallioita on tuhoutunut jonkin verran kaivannaistoiminnassa. Vuolukiveä louhitaan pääasiassa uunien ja takkojen materiaaliksi ja serpentiniittiä koristekiveksi. Nikkeli- ja kromimalmeja louhitaan Suomessa ultraemäksisten peridotitiitten yhteydestä. Peridotitteja louhitaan myös vuorivillateollisuuden tarpeisiin. Serpentiinikallioiden eliöyhteisöihin ovat vaikuttaneet haitallisesti myös metsänhoitotoimet (mm. avohakkuut, tiheät istutustaimikot) sekä rantarakentaminen.

Uhkatekijät

Kaivannaistoiminta, metsien uudistamis- ja hoitotoimet, rakentaminen, vesien säännöstely.

Kaivannaistoiminnan uhka on voimistunut vuolukiviteollisuuden sekä yleisemmin Suomen kaivos- teollisuuden lisääntymisen myötä. Serpentiinikalliot, -kivikot ja -soraikot sijaitsevat usein ns. malmi- kriittisillä alueilla, joille on tehty varsin runsaasti valtauksia mm. nikkelin ja kuparin vuoksi. Vaikka malmien louhinta tapahtuu useimmiten maan alla, ovat kaivoksiin liittyvät rakenteet, kuten tiestö ja sivukivikentät, uhka maan pinnalla oleville serpentiiniluontotyyppien esiintymille.

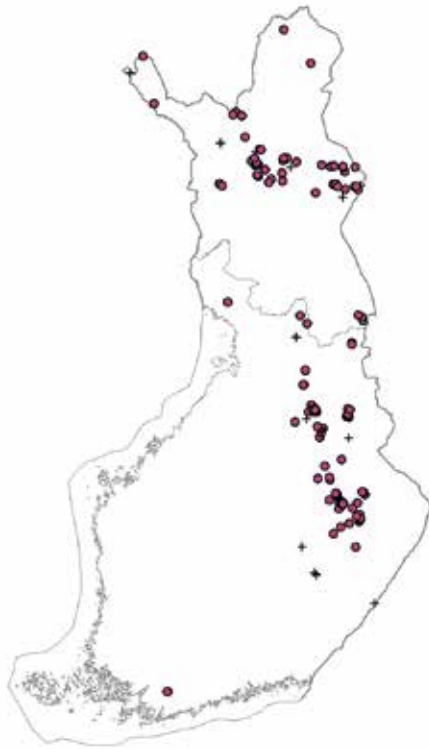
Serpentiinialueiden metsittäminen voi umpeenkasvun myötä olla uhka, mutta metsänkasvu on serpentiinialustalla yleensä heikkoa. Varsinkin serpentiinirantakallioita uhkaa edelleen myös rakentaminen. Osa serpentiinirantakallioista sijaitsee säännösteltyjen järvien rannoilla, jolloin suuret vedenkorkeuden vaihtelut vaikuttavat haitallisesti kallion alimman osan kasvillisuuteen.

Koska serpentiinikalliot ovat hyvin harvinaisia, jo pelkkien satunnaistekijöiden arvioidaan aiheuttavan niille merkittävää uhkaa.

Keskeiset ominaispiirteet luonnontilaisella kohteella (tavoitetila)

Rakenne: Aukkoinen, matalakasvuinen ja usein hyvin niukka aluskasvillisuus, ultraemäksiselle alustalle luonteenomaiset serpentiinilajit tai -rodut, yleensä niukka puusto ja pensasto.

Toiminta: Kosteus- ja varjostusolojen vaihtelevuus. Luontainen häiriödynamiikka (mm. rapautuminen, juurineen kaatuessaan maanpintaa rikkovat puut, metsäpalot, pienaukkomuodostus) luo serpentiinilajistolle uutta kasvutilaa.



Kuva 1. Tunnetut serpentiinikalliot, -kivikot ja -soraikot Suomessa (piste = varma, risti = epävarma). Lähde: Suomen ympäristökeskus 2006, aineisto serpentiinikallioista, joista on olemassa kasvillisuus- tai lajistotietoa. © SYKE, Maanmittauslaitos lupa nro 7/MML/12.

Levinneisyys

Serpentiinikalliot ovat Suomessa hyvin harvinaisia ja niiden esiintyminen painottuu Itä-Suomeen ja Lappiin (kuva 1). Laajimmat ultraemäksisten kivien esiintymisaluet rajautuvat Pohjois-Savosta ja Pohjois-Karjalasta Kuusamoon ulottuvalle vyöhykkeelle sekä Sallan ja Kittilän väliselle alueelle (Vuokko 1978). Serpentiinikivikoita ja -soraikoita on lähes yksinomaan Pohjois-Suomessa.

Pinta-ala

Koko maa: 70–400 ha, arvio epävarma

Etelä-Suomi: 20–100 ha, arvio epävarma

Pohjois-Suomi: 50–300 ha, arvio epävarma

Biologisesti arvokkaiden serpentiinikallioiden yhteispinta-alasta tai lukumäärästä voidaan esittää vain suuruusluokka-arvioita. Tunnettuja serpentiinipaikkoja on Suomen ympäristökeskuksen kokoamassa aineistossa noin 240, Etelä-Suomessa noin 170 ja Pohjois-Suomessa noin 70 (Suomen ympäristökeskus 2006). Näiden esiintymien pinta-alaa on arvioitu suurpiirteisesti karttaotannalla. Esiintymät ovat Pohjois-Suomessa huomattavasti laajempia kuin Etelä-Suomessa. On todennäköistä, että tyypillisen serpentiinikasvillisuuden esiintymisalueita on huomattavasti vähemmän kuin karttatarkastelun perusteella voidaan olettaa.

Yhteydet hallinnollisiin luokitteluihin

Luonnonsuojelulain luontotyypit (29 §): ei vastaavuutta

Metsälain erityisen tärkeät elinympäristöt (10 §): Serpentiinikalliojyrkänteet voivat sisältyä metsälain erityisen tärkeään elinympäristöön *jyrkänteet ja niiden alusmetsät*, jos seinämä on korkea ja alusmetsä on jyrkänteen varjostama ja muuta metsäympäristöä rehevämpi jyrkänteeltä vierivien tai valuvien rapautumistuotteiden vuoksi. Osa serpentiinikalliojyrkänteistä on korkeita ja kalkkivaikutteisia, jolloin on mahdollista, että joissakin tapauksissa yllä mainitut ehdot täyttyvät. Todennäköisesti tällaisia kohteita on hyvin vähän. Muut vähäpuustoiset tai avoimet serpentiinikalliot voivat sisältyä metsälain erityisen tärkeään elinympäristöön *karukkokankaita puuntuotannollisesti vähätuottoisemmat kalliot, kivikot ja louhikot*.

Vesilain suojaamat pienvesityypit: ei vastaavuutta

Luontodirektiivin luontotyypit: Sisältyy luontodirektiivin luontotyyppiin *silikaattikalliot* (8220).

METSO-ohjelman valintaperusteet

Puustoiset serpentiinikalliot, -kivikot ja -soraikot sisältyvät METSON ensisijaiseen elinympäristöön *kalkkikallioiden ja ultraemäksisten maiden metsäiset elinympäristöt* (METSON valintaperustetyöryhmä 2008).

METSO-kohteiden pinta-ala: METSO-ohjelman tavoitteena on saada turvattua kalkkikallioita ja ultraemäksisten maiden metsiä luonnonsuojelulla 200 ha ja talousmetsien ympäristötuella 100 ha (taulukko 1). Sen mukaan, miten tavoitteet saavutetaan ja missä suhteessa turvataan näitä kahta erilaista elinympäristöä, METSO-ohjelma tulee parantamaan erityisesti ultraemäksisten maiden metsien suojelutilannetta, mutta todennäköisesti jonkin verran myös serpentiinikallioiden suojelutilannetta.

Taulukko 1. METSON tavoitepinta-alat (ha) vuosille 2008–2016 ja niiden toteutuminen vuosina 2008–2011 kalkkikallioiden ja ultraemäksisten maiden metsäisissä elinympäristöissä (Veikko Miettinen, ympäristöministeriö, kirj. tiedonanto 31.1.2012; Koskela ym. 2010; Tapio 2011). Kemeralla rahoitettuja luonnonsuojeluhankkeita on saattanut kohdentua myös kalkkikallioille ja ultraemäksisten maiden metsiin, mutta tätä ei ole tilastoitu erikseen.

Tavoite ELY-keskuksille	Toteutunut pysyvä LSL:n mukainen suojelu	Toteutunut määräaikainen LSL:n mukainen suojelu	Tavoite Suomen metsäkeskukselle (Kemera-rahoitus)	Toteutuneet ympäristötuki-sopimukset	Toteutunut yhteensä
200	25	1	100	1	27

Metsäsertifiointi ja metsänhoitosuositukset

Serpentiinikalliot eivät ole *kestävään metsänhoidon PEFC-standardin* (Suomen PEFC standardi 2009a, 2009b) mukaisia luonnonsuojelullisesti arvokkaita elinympäristöjä. FSC-standardissa (Suomen FSC-standardi 2011) muihin aina säästettäviin kohteisiin kuuluvat vanha- ja lahoppuustoiset metsäiset kalliot, jyrkänteet ja louhikot, jolloin serpentiinikallioista puustoltaan luonnontilaisimmat kohteet kuuluvat sen piiriin.

Hyvän metsänhoidon suosituksissa ei erikseen mainita serpentiinikallioihin liittyviä elinympäristöjä. Toisaalta serpentiinikallion tunnistaminen voi muille kuin asiantuntijoille olla hyvin vaikeaa. Serpentiinikallioihin liittyviä luontoarvoja ei erikseen huomioida *Tapion hyvän metsänhoidon suosituksissa* (Tapio 2006a), mutta kallioiden maisemallista merkitystä korostetaan ja rantakallioiden metsät samoin kuin vähäpuustoiset kalliometsät ylipäätään suositellaan jätettäväksi hakkaamatta.

Metsähallituksen metsätalous ei erikseen huomioi serpentiinikallioita luontokohteina, mutta Metsähallituksen metsätalouden ympäristöoppaan mukaan uhanalaiset luontotyytit sisältyvät nykyisiin luontokohteisiin, jotka jätetään metsätalouden ulkopuolelle (Päivinen ym. 2011). Ympäristöoppaan mukaan luontokohteita ovat kalliot, jyrkänteet ja varjorinteet, rotkot, kurut sekä vähäpuustoiset kivikot ja louhikot. Vaikka luontokohteilla ei ympäristöoppaan mukaan harjoiteta metsätaloutta, oppaassa todetaan, että "louhikkoalueet ja jyrkät rinteet jätetään pääsääntöisesti luonnontilaan, ja korjuukelpoissa kohteissa säästetään vanhan metsän saarekkeitä säästöpuuryhminä ja pienkohteina sekä vanhoja ylispuuryhmiä mm. petolintujen pesäpuiksi".

Suojelutilanne

Suojeltujen esiintymien osuus Etelä-Suomessa: 16–26 %, arvio melko luotettava

Suomen ympäristökeskuksen serpentiinipaikka-aineiston kohteista osuu Etelä-Suomessa luonnonsuojelualueille 16 % (Suomen ympäristökeskus 2006). Jos mukaan lasketaan luonnonsuojelualueiden lisäksi vielä suojelualueina perustamattomien suojeluohjelmien alueiden ja Natura 2000 -alueiden serpentiiniesiintymät, on vastaava luku 26 %. Näihin lukuihin sisältyy yhdeksän erityisesti suojeltavan lajin esiintymien rajauspäätöstä. Rajauspäätökset koskevat mm. serpentiiniraunioisen (*Asplenium adnigrum*), kainuunurmihärkin (*Cerastium fontanum* ssp. *vulgare* var. *kajanense*), serpentiinipikkutervakon (*Lychnis alpina* var. *serpentinicola*) ja pulskaneilikan serpentiinirodun (*Dianthus superbus*) kasvupaikkoja.

Metsähallituksen paikkatietoaineistossa (SutiGIS-kuviotietojärjestelmä) serpentiinikallioita ja -kivikoita on luontopalveluiden hallinnassa olevilla alueilla ja yksityisillä luonnonsuojelualueilla hemi-, etelä- ja keskiboreaalilla vyöhykkeillä 13 ha (Elisa Pääkkö, kirj. tiedonanto 11.4.2012, hakuhehtoina ultraemäksinen ravinteisuus sekä kallioihin ja kivikoihin liittyvät inventointiluokat).

Suojeltujen esiintymien osuus Pohjois-Suomessa: 11–41 %, arvio melko luotettava

Suomen ympäristökeskuksen serpentiinipaikka-aineiston kohteista osuu Pohjois-Suomessa luonnonsuojelualueille 11 % (Suomen ympäristökeskus 2006). Jos mukaan lasketaan luonnonsuojelualueiden lisäksi vielä suojelualueina perustamattomien suojeluohjelmien alueiden ja Natura 2000 -alueiden serpentiini-

esiintymät, on vastaava luku 41 %. Pohjois-Suomessa serpentiiniaineiston kohteille ei ole tehty erityisesti suojeltavan lajin esiintymän rajauspäätöksiä.

Metsähallituksen paikkatietoaineistossa serpentiinikallioita ja -kivikoita on luontopalveluiden hallinnassa olevilla alueilla ja yksityisillä luonnonsuojelualueilla pohjoisborealisella vyöhykkeellä 24 ha (Elisa Pääkkö, kirj. tiedonanto 11.4.2012, hakuehtoina ultraemäksinen ravinteisuus sekä kallioihin ja kivikoihin liittyvät inventointiluokat).

Hoito- ja ennallistamistarve

Hoito- ja ennallistamistarve koko maassa: oletettavasti vähäinen

Serpentiinikallioiden hoitoa ja ennallistamista on tehty toistaiseksi vähän, ja toimien vaikutuksesta lajistoon on näin ollen myös vähän tietoa. Joillakin kohteilla voi olla tarpeen tehdä kalliopinnan tai rapautuneen mineraalimaan paljastamista serpentiinilajeille sopivan kasvualustan lisäämiseksi. Umpeenkasvun estämiseksi puuston, taimikon tai pensaston harventaminen tai raivaaminen voi olla tarpeen etenkin kalkkivaikutteisilla serpentiinikallioilla ja niihin liittyvässä ultraemäksisen maapohjan metsissä. Sopivilla kohteilla voisi kokeilla kulottamista ennallistamiskeinona. Kaikkiaan hoito- ja ennallistamistarpeen arvioidaan kuitenkin olevan vähäinen.

Hoito- ja ennallistamistoimet tulisi suunnitella paikalla olevan uhanalaisen ja serpentiinikivistä riippuvaisen lajiston tarpeet huomioiden. Esim. jos jyrkänkeellä on suojaisesta pienilmastosta hyötyvää lajistoa, jyrkänkeen eteen tulee jättää puustoltaan käsittelemätön suojavyöhyke. Joillakin harvoilla kohteilla voi tiheä istutustaimikko aiheuttaa serpentiinikasvillisuutta uhkaavaa umpeenkasvua, mutta yleensä nämä ympäristöt ovat puuntaimille ankaria.

Suojelutilanteen parantaminen

Ehdotus keinoiksi suojelutilanteen parantamiseksi: Lisääminen luonnonsuojelulain 29 §:n luontotyyppiin.

Serpentiinikallioiden, -kivikoiden ja -soraikoiden ja niiden eliöyhteisöjen turvaamiseksi on tärkeää estää tai vähentää etenkin uusilla kohteilla aloitettavan kaivannaistoiminnan ja joissakin tapauksissa myös rakentamisen aiheuttamia haitallisia vaikutuksia. Suojelun toteuttamisen kannalta keskeistä on kohteiden inventointi.

Yhteydet lajisuojeluun

Uhanalaisista kalliolajeista (227 kpl) muutama prosentti (kahdeksan lajia) esiintyy pääasiassa serpentiinikallioilla tai serpentiinivaikutteisella maalla (Rassi ym. 2010). Selvimmin serpentiiniympäristöihin liittyviä uhanalaisia tai silmälläpidettäviä lajeja ovat kainuunnurmihärkki (EN), lapinnädän serpentiini-tyypit (*Minuartia biflora*, NT), pulskaneilikan Kaavin serpentiinirotu (CR), serpentiinipikkutervakko (NT), serpentiiniraunioinen (VU), tunturihärkin Kaavin ja Keski-Lapin serpentiinirodot (*Cerastium alpinum*, EN), seitahiirensammal (*Bryum intermedium* subsp. *nitidulum*, EN), etelänuurresammal (*Zygodon conoides*, EN) sekä viheruurresammal (*Zygodon viridissimus*, VU), siimesjäkälä (*Heterodermia speciosa*, EN), haavanlimijäkälä (*Fuscopannaria confusa*, CR), ja kaitalaakajäkälä (*Physcia phaea*, CR). Näistä useimmat ovat myös erityisesti suojeltavia lajeja.

SYKEn kokoaman serpentiinikallio-, -kivikko- ja -soraikkoaineiston kohteilla ja niiden välittömässä läheisyydessä on ympäristöhallinnon lajitietojärjestelmän mukaan Etelä-Suomessa noin 80 ja Pohjois-Suomessa noin 130 suojelualueiden ulkopuolista uhanalaisen tai silmälläpidettävän putkilokasvin, sammalen, jäkälän tai sienien esiintymää. Esiintymistä noin 40 Etelä-Suomessa ja noin 110 Pohjois-Suomessa on erityisesti suojeltavien lajien esiintymiä. Luontodirektiivin liitteiden II tai IV lajien esiintymiä osuu serpentiinikallioaineiston kohteille Natura 2000 -alueverkoston ulkopuolella vajaa kymmenen Etelä-Suomessa. Koska uhanalaisten lajien esiintymätietoja ei ole kattavasti tallennettu lajitietojärjestelmään, luvut ovat todellisuudessa vielä suurempia.

Biologinen kuvaus

Luontotyyppin tunnistaminen on helpointa putkilokasvien serpentiinilajien ja -rotujen perusteella. Koska em. lajeja ei aina esiinny serpentiinivaikutteisissa paikoissa, suojelunarvoisten kohteiden rajaamisperusteina tulee käyttää myös sammal- ja jäkälälajistoa sekä kivilajeja. Luontotyyppin erottaminen muista kallioista voi olla yksittäistapauksissa vaikeaa, koska serpentiinimineraalipitoisista kivilajeista muodostuvien kallioiden kasvillisuus ei aina poikkea helposti tunnistettavien lajien osalta muusta kalliokasvillisuudesta.

Kasvillisuus on serpentiinikohteilla usein hyvin niukkaa. Serpentiinivaikutus ja siihen liittyvä kasvillisuus voi ilmetä mosaiikkimaisesti, ja toisaalta paljastumien välinen maapeite voi aiheuttaa serpentiinikasvillisuuden mosaiikkimaisuutta. Yleensä serpentiinikalliopaljastumat ovat melko suppea-alaisia ja esiintyvät vain harvoin useamman paljastuman muodostamina ketjuina. Serpentiinikallioiden, -kivikoiden ja -soraikoiden kasvillisuus muodostuu yleensä sekä serpentiinilajeista tai -roduista että muusta yleisemmästä lajistosta. Serpentiinikasvien osuus on suurin avoimilla, niukkahumuksisilla kasvupaikoilla. Myös kalliopaljastumien reunoilla serpentiinivaikutus voi näkyä selvästi. (Kontula ym. 2008a)

Serpentiinikivikot ja -soraikot ovat syntyneet serpentiinikallioista vähitellen lohkoutumalla ja rapautumalla ja niiden alueella ehjää kalliota ei välttämättä näy enää lainkaan. Kivikoissa ja soraikoissa serpentiinivaikutus näkyy kuitenkin lajistossa usein jopa selvempänä kuin vastaavan kivilajin ehjän kallioperän alueilla.

Usein *laakeiden serpentiinikallioiden* kasvillisuus on niukkaa. Sammalia ja putkilokasveja kasvaa lähinnä kallonraoissa, ja poron- ja tinajäkälä (*Cladonia* spp., *Stereocaulon* spp.) voi esiintyä pieninä peitteinä. Varpuja on vähän, katajaa (*Juniperus communis*) voi kasvaa jonkin verran painanteissa, ja puusto puuttuu tai on niukkaa. Tyypillistä lajistoa edustavat ojasykerösammal (*Weissia controversa*), kalkkikynsisammal (*Dicranum brevifolium*), viherraunioinen (*Asplenium viride*), serpentiinipikkutervakko, tunturihärkki (*Cerastium alpinum*), lampaannata (*Festuca ovina*) ja siniheinä (*Molinia caerulea*) sekä Lapissa lapinnätä. Harvinaisempia serpentiinikasveja ovat seitahiirensammal, kainuunnurmihärkki ja pulskaneilikka. Laakeiden serpentiinikallioiden kasvillisuus voi myös poiketa yllä kuvatusta tyypillisestä tapauksesta. Kasvillisuuden sukkession edetessä ja humuskerroksen muuttuessa yhtenäisemmäksi kalliokasvillisuus väistyy vähitellen kangasmetsäkasvillisuuden tieltä. (Kontula ym. 2008a)

Serpentiinijyrkänteiden kasvillisuus ja lajisto vaihtelevat mm. kivilajin karbonaattipitoisuuden mukaan. Karuilla serpentiinijyrkänteillä seinämäkasvillisuus on usein hyvin niukkaa, eivätkä jäkälätkään peitä laajoja pintoja. Seinämien raoissa ja hyllyillä kasvaa yllä mainittuja laakeillakin kalliolla esiintyviä lajeja. Seinämien harvinaisempaa lajistoa edustaa esimerkiksi vain muutamalla paikalla Suomessa esiintyvä serpentiiniraunioinen. Suippuväkäsammal (*Campyliadelphus chrysophyllus*) on usein sammalten kokonaispeittävyteen nähden erikoisen runsas. Muuhun sammallajistoon kuuluvat esimerkiksi raunio-paasisammal (*Schistidium apocarpum*), lettoväkäsammal (*Campylium stellatum*) ja metsäkamppisammal (*Sanionia uncinata*). Harvinaisena tavataan myös etelänuurresammalta. Varjoseinämille luovat väriläikkää jauhekultajakälä (*Caloplaca citrina*), katvekultajakälä (*C. obliterans*) sekä oranssi *Trentepohlia*-viherlevä. Valoisammilla pinnoilla kasvaa usein pieninä ruusukkeina laakajakälä, esimerkiksi valulaakajakälää (*Phaeophyscia sciastra*). Myös loistokeltajakälää (*Xanthoria elegans*) voidaan pitää serpentiinijyrkänteiden luonnehtijalajina (Vuokko 1974). Esimerkiksi karttajäkälät (*Rhizocarpon* spp.) näyttävät sen sijaan useimmiten puuttuvan. Kaiken kaikkiaan serpentiinikallioiden jäkälät ovat vielä huonosti tunnettuja. (Kontula ym. 2008a)

Kalkkivaikutteisilla serpentiinijyrkänteillä kasvillisuus on yleensä hieman runsaampaa kuin karuilla serpentiinijyrkänteillä. Kiveen kiinnittyvien jäkälän peittävyys on suurempi ja rakosammalistoja on enemmän. Selvästi kalkkivaikutteisten serpentiinijyrkänteiden raoissa ja tyvillä tavataan yleisesti esimerkiksi kielikellosammalta (*Encalypta streptocarpa*) ja kalkkikiertosammalta (*Tortella tortuosa*), mutta ne eivät yleensä muodosta yhtä kukoistavia kasvustoja kuin kalkkikalliolla. Lajistoon kuuluu muitakin kalkkikallioiden tyyppilajeja, kuten ruostesammalia (*Anomodon* spp.), kalliopunatyvisammal (*Bryoerythrophyllum recurvirostrum*), kalkkikahtaissammal (*Distichium capillaceum*), limisiimasammal (*Myurella julacea*) sekä pallosammal (*Plagiopus oederianus*). (Kontula ym. 2008a)

Osa varsinkin Lapin serpentiinikallioista on rapautunut *kivikoiksi tai soraikoiksi*, joissa ehjää kalliota on näkyvissä vain pieninä nokkina. Kuivilla ja humuksesta paljailla kohdilla serpentiinikivikoiden ja -soraikoiden kasvillisuus on tyypillistä, niukkaa serpentiinikasvillisuutta, jota tavataan myös ehjillä serpentiinikalliolla. Varpukasvillisuus on vallitsevana pidemmälle kasvittuneilla soraikoilla (Soronen 2002). Kenttäkerroksessa kasvaa serpentiinilajien ohella esimerkiksi variksenmarjaa (*Empetrum nigrum*), juolukkaa (*Vaccinium uliginosum*) ja kanervaa (*Calluna vulgaris*). Katajaa on usein runsaasti ja harva puusto on kitukasvuista mäntyä (*Pinus sylvestris*). Kuivien soraikoiden lisäksi Lapista on kuvattu erikoisia, vaihtelevasti kosteita serpentiinialustoja. Mikkola (1938) mainitsee Itä-Lapista avoimia tai harvapuustoisia vettyviä soraikoita, joissa soistuminen ei kuitenkaan etene. Näillä paikoilla kasvaa harvakseltaan mäntyä, mättäittäin sammalia ja varpuja, serpentiinikasveja, siniheinää sekä yleensä runsaasti nuppisaraa (*Carex capitata*). (Kontula ym. 2008a) Vuokko (1974, 1978) kuvaa serpentiinialueilta myös siniheinä- sekä tupasluikkaniittyjä (*Trichophorum cespitosum*), joissa mineraalimaata peittää yleensä paksuhko humuskerros.

Geologinen kuvaus

Serpentiinikasvilajien ja -rotujen esiintyminen liittyy erityisesti ultraemäksisten kivilajien muuttuneisiin, serpentiiniytyneisiin kivilajimuunnoksiin, jotka sisältävät runsaasti serpentiinimineraaleja. Serpentiinikivet ovat alun perin olleet ultraemäksisiä magmakiviä kuten peridotititeja, jotka metamorfoosin tuloksena ovat muuttuneet serpentiiniiteiksi, vuolukiviksi sekä talkki- ja kloriittiliuskeiksi. Vähemmän muuttuneita ultraemäksisiä kivilajeja ovat esimerkiksi metaperidotitit. Ultraemäksisiä kivilajeja luonnehtii yleisesti alhainen piidioksidipitoisuus (SiO_2 alle 45 %) ja korkea magnesiumoksidipitoisuus.

Serpentiinikasvillisuuden niukkuutta ja toisaalta erikoista lajikoostumusta selittävät ilmeisesti useat tekijät, jotka voivat vaihdella kalliottain tai vaikuttaa yhdessä (Proctor ja Woodell 1975; Brooks 1987; Jeffrey 1987). Ultraemäksisissä kivissä on magnesiumia poikkeuksellisen runsaasti kalsiumiin nähden. Magnesium on korkeina pitoisuuksina kasveille myrky, jonka vaikutus on voimakkainta silloin, kun kalsiumia on niukasti saatavilla (Brady ym. 2005). Serpentiinikasvillisuuden erityispiirteitä on selitetty myös raskasmetallimyrkytyksellä, jonka taustalla ovat etenkin kromin ja nikkelin korkeat pitoisuudet ultraemäksisissä kivissä (Lounamaa 1956; Kotilainen 1960). Kolmas mahdollisesti ratkaiseva tekijä on tärkeiden ravinteiden, typen, fosforin ja kaliumin niukkuus.

Edustava serpentiinikasvillisuus näyttää liittyvän ennen kaikkea voimakkaasti muuttuneisiin ultraemäksisiin kiviin. Ultraemäksisten kivilajien primääristen mineraalien kuten oliviinin ja pyrokseenien muuttuminen metamorfoosissa vaatii prosessiin aina ylimääräistä vettä ja/tai hiilidioksidia (Winkler 1979). Riippuen saatavilla olevista aineksista ja niiden määrasuhteista voi metamorfoosissa syntyä eri suhteissa serpentiinimineraaleja, kloriittia, karbonaattimineraaleja, talkkia ym. sekundäärisiä mineraaleja. Näiden mineraalien määrasuhteiden vaikutusta kasvillisuuteen ei yksityiskohtaisesti tunneta. Useimmissa lajistoltaan serpentiinivaikutteisissa kohteissa serpentiinimineraalia on ilmeisesti ainakin kohtalaisen runsaasti.

Serpentiiniitti eli serpentiinikivi koostuu pääasiassa serpentiinistä, mutta voi sisältää myös talkkia, kloriittia, karbonaattia ja amfibolia. Serpentiiniittien yhteydessä esiintyvän vuolukiven pääainekset ovat talkki ja karbonaatit. Lisäksi siinä on vaihtelevassa määrin myös kloriittia, serpentiiniä, oksidi- ja kiisumineraaleja. Kloriittiliuske koostuu pääasiassa kloriitista ja sitä esiintyy yleensä serpentiinikivien yhteydessä. Talkkiliuske koostuu lähes yksinomaan talkista ja sitä esiintyy etenkin vuolukivien yhteydessä (Ratia ja Gehör 1985).

LIITE 2/9

Boreaaliset tunturikankaat

Määritelmä

Boreaaliset tunturikankaat on maantieteellisesti rajattu luontotyyppi, johon kuuluvat maamme eteläisimpien tunturien puuttomien tai vähäpuustoisten lakialueiden tunturikankaat. Vähäpuustoisuudella tarkoitetaan sitä, että puuston latvuspeittävyys on alle 10 %. Boreaaliset tunturikankaat ovat tyypiltään pääasiassa kanervakankaita, mutta myös mustikka- ja variksenmarjakankaita. Usein nämä tyypit voivat vaihettua asteittain tai muodostaa mosaiikkeja ja yhdistelmiä muiden tunturikankaiden ja tunturiluontotyyppien kanssa. Maantieteellisesti luontotyyppi rajautuu Koillismaan ja Peräpohjolan alueelle, missä talven tykkyisyys alentaa metsänrajaa. (Norokorpi ym. 2008b)

Uhanalaisuus

Boreaalisten tunturikankaiden uhanalaisuutta ei ole arvioitu erikseen. Merkittävin luontotyyppiin sisältyvä tunturikangastyypin, kanervakankaat on arvioitu vaarantuneeksi (VU; Norokorpi ym. 2008b). Kahden muun boreaalisiin tunturikankaisiin kuuluvan tunturikangastyypin, variksenmarjakankaiden ja mustikkakankaiden, esiintymisen painopiste on pohjoisemmilla tuntureilla. Ne on arvioitu silmälläpidettäviksi (NT; Norokorpi ym. 2008b).

	Koko maa	Etelä-Suomi	Pohjois-Suomi
Kanervakankaat	VU	-	VU
Mustikkakankaat	NT	-	NT
Variksenmarjakankaat	NT	-	NT

Vastuuluontotyyppi: Boreaaliset tunturikankaat vastaa Suomen vastuuluontotyyppiä *Koillismaan ja Peräpohjolan boreaaliset tunturikankaat* (Raunio ym. 2008).

Uhanalaistumisen syyt

Rakentaminen, kuluminen, paikoin porolaidunnus.

Boreaalisten tunturikankaiden pinta-ala on pienentynyt erityisesti laskettelukeskusten rakentamisen vuoksi. Lisäksi matkailu aiheuttaa voimakasta ja jatkuvaa kulumista, mikä on heikentänyt kanervakankaiden rakennetta ja lajistoa.

Uhkatekijät

Rakentaminen, kuluminen, ilmastonmuutos.

Luontotyyppiä uhkaa edelleen laskettelukeskusten rakentaminen ja olemassa olevien keskusten laajentaminen sekä massamatkailu, joka aiheuttaa voimakasta ja jatkuvaa kulumista. Tulevaisuudessa ilmaston lämpeneminen voi aiheuttaa eteläisten tuntureiden metsittymistä, mutta toisaalta myös tykyn muodostumiseen vaikuttavat tekijät voivat vahvistua, mikä puolestaan voi alentaa metsänrajaa ja siten lisätä luontotyyppiä. Lisäksi sateisuuden muutokset voivat johtaa kanervakankaiden lajiston runsaus-suhteiden voimakkaisiin muutoksiin, mikä heikentää luontotyyppin rakennetta ja lajistoa.

Keskeiset ominaispiirteet luonnontilaisella kohteella (tavoitetila)

Rakenne: Avoimuus/ puuston vähäisyys, luontainen lajikoostumus (erilainen eri tunturikangastyypeillä).
Toiminta: Voimakas tykynmuodostus.

Levinneisyys

Luontotyyppi on maantieteellisesti rajattu Peräpohjolan ja Koillismaan alueelle. Laaja-alaisemmin esiintyvistä mustikka- ja variksenmarjakankaista boreaaliset tunturikankaat erottuvat paitsi sijainnin myös kasvillisuustyypin perusteella.

Peräpohjolassa boreaalisia tunturikankaita on alueen erillistuntureilla. Edustavimmat esiintymät ovat Pyhä-Luoston kansallispuiston alueella. Koillismaalla tunturit ja siten tunturikankaat ovat harvinaisia ja pienialaisia. Esiintymiä on Rukan alueella, Riisitunturin kansallispuistossa ja Iivaaralla. Suomen eteläisin tunturikangasesiintymä on Pudasjärven Iso-Syötteellä.

Kanervakankaiden esiintymisen painopistealueita ovat havumetsävyöhykkeen boreaaliset tunturit keskimäärin 400–450 m korkeudella (vaihteluväli 360–540 m) (Haapasaari 1988). Boreaalisia kanervakankaita esiintyy Saariselän eteläosiin Raututuntureille ja Länsi-Lapissa Ylläkselle sekä Keimiö- ja Sammaltuntureille asti. Ne erottuvat kasvillisuudeltaan pohjoisemmista kanervakankaista.

Variksenmarjakankaat on laaja-alaisin tunturikangastyyppi, ja sitä esiintyy kaikkialla tunturialueella. Esiintymien painopiste on Tunturi-Lapissa. Boreaaliset variksenmarjakankaat ja mustikkakankaat erottuvat kasvillisuudeltaan pohjoisempina sijaitsevista variksenmarja- ja mustikkakankaista. Jäljempänä (ks. Biologinen kuvaus) kuvataan boreaalisten kanerva-, variksenmarja- ja mustikkakankaiden kasvillisuutta.

Pinta-ala

Koko maa: 3 000–3 500 ha, arvio melko epävarma

Luontotyyppien pinta-aliatiedot perustuvat Metsähallituksen SutiGIS-kuviotietojärjestelmään sekä luontotyyppien uhanalaisuuden arvioinnin yhteydessä koottuihin pinta-aliatietoihin (Norokorpi ym. 2008b; Tynys 2008; Sihvo ym. 2007; Haapasaari 1988).

Metsähallituksen luontopalveluiden hallinnassa olevilla mailla Koillismaalla ja Peräpohjolassa on SutiGIS-kuviotietojärjestelmän mukaan tunturikankaita 2 740 ha (Elisa Pääkkö, Metsähallitus, kirj. tiedonanto18.4. 2012 ja 3.5.2012). Saatu pinta-ala on melko luotettava, koska hakuehtona on käytetty luontodirektiivin luontotyyppiä *tunturikankaat*.

Metsähallituksen metsätalouden mailla Koillismaalla ja Peräpohjolassa on SutiGIS-kuviotietojärjestelmän mukaan potentiaalisia tunturikankaita 3 272 ha (Elisa Pääkkö, Metsähallitus, kirj. tiedonanto18.4. 2012 ja 3.5.2012). Näiden hakuehtoina käytettiin pääryhmää joutomaa ja kasvillisuusluokkaa tunturimaa/lakimaa. Hakutulokset ei anna yksiselitteisesti tunturikankaiden alaa, vaan mukana on myös muiden puuttomien ja niukkapuustoisten luontotyyppien kuvioita. Hakutulokset käytiin karttatarkasteluna läpi (Elisa Pääkkö, Metsähallitus) ja selvästi virheelliset kuviot (eivät lakialueella, puustoiset kuviot) poistettiin. Potentiaaliset kohteet tarkistettiin kesällä 2012 Metsähallituksen luontopalveluiden erillistunturien kartoituksessa. Kartoituksessa löydettiin ja kuvioitiin vajaa 150 ha tunturikankaita Metsähallituksen metsätalouden mailta.

Yksityismailla esiintyvien boreaalisten tunturikankaiden alasta ei ole tietoa, mutta todennäköisesti niitä on joitakin kymmeniä hehtaareja. Kaiken kaikkiaan boreaalisten tunturikankaisen kokonaisalaksi arvioidaan noin 3 000–3 500 ha.

Boreaalisten tunturikankaiden kokonaismäärää pyrittiin selvittämään aikaisemmin myös luontotyyppien uhanalaisuuden arvioinnin yhteydessä (Norokorpi ym. 2008b). Metsähallituksen SutiGIS-kuviotietojärjestelmästä tehtiin tätä tarkoitusta varten erikseen suunniteltuja hakuja, joissa hakuehdot räätälöitiin mahdollisimman tarkasti (Sihvo ym. 2007). Puuttomien ja niukkapuustoisten kivennäismaiden tunturimaiden/lakimaiden yhteispinta-alaksi kuntakohtaisia korkeusehtoja (m mpy) käyttäen saatiin Koillismaalla ja Peräpohjolassa runsaat 4 200 hehtaaria. Tätä lukua pidettiin yliarviona, ja se voi sisältää muihin luontotyyppiryhmiin kuuluvia luontotyyppiä, kuten kivikoita.

Luontotyyppien uhanalaisuuden arvioinnissa (Norokorpi ym. 2008b) kanervakankaita arvioitiin olevan 2 000 ha. Kanervakankaat on boreaalisten tunturikankaiden vallitseva luontotyyppi. Arvioiduista 2 000 hehtaaria vain osa on tähän luontotyyppiin kuuluvia boreaalisia kanervakankaita, osa sijaitsee pohjoisempina Metsä- ja Tunturi-Lapissa. Mustikkakankaat ovat Koillismaalla ja Peräpohjolassa harvinaisia, variksenmarjakankaiden määrästä ei ole tarkkaa arviota.

Yhteydet hallinnollisiin luokitteluihin

Luonnonsuojelulain luontotyypit (29 §): ei vastaavuutta

Metsälain erityisen tärkeät elinympäristöt (10 §): ei vastaavuutta

Vesilain suojaamat pienvesityypit (2 luku 11 §): ei vastaavuutta

Luontodirektiivin luontotyypit: Boreaaliset tunturikankaat sisältyvät luontodirektiivin luontotyyppiin *tunturikankaat*.

METSO-ohjelman valintaperusteet

Ei vastaavuutta.

Suojelutilanne

Suojeltujen esiintymien osuus koko maassa: 75–80 %, arvio jossain määrin epävarma

Metsähallituksen luontopalveluiden alueella on boreaalisten tunturikankaiden esiintymiä noin 2 740 ha. Esiintymien sijainti erilaisilla suojelualueilla on esitetty taulukossa 1.

Taulukko 1. Boreaalisten tunturikankaiden esiintyminen (ha) Metsähallituksen luontopalveluiden hallinnassa olevilla alueilla erilaisilla suojelualueilla SutiGIS-kuviotietojärjestelmän mukaan (Elisa Pääkkö, Metsähallitus, kirj. tiedonanto 18.4.2012).

Aluetyyppi	Koillismaa	Peräpohjola	Yhteensä
Kansallispuisto	100 (Riisitunturi)	2 174 (Pallas-Yllästunturi, Pyhä-Luosto)	2 274
Luonnonpuisto	-	307 (Maltio)	307
Muu (soidensuojelualue, suojeluohjelmakohde, ym.)	13	147	160
Yhteensä	113	2 627	2 740

Hoito- ja ennallistamistarve

Borealisilla tunturikankailla ei ole varsinaista hoito- tai ennallistamistarvetta, mutta matkailualueilla retkeilyreittien kestävyteen tulee kiinnittää erityistä huomiota.

Suojelutilanteen parantaminen

Ehdotus keinoiksi suojelutilanteen parantamiseksi: Luontotyyppi lisätään luonnonsuojelulain 29 §:n suojelluksi luontotyyppiä.

Vaikka luontotyyppin suojeluaste on melko hyvä, luontotyyppi on niin pienialainen ja herkästi kuluva, että kaikki sen jäljellä olevat laadukkaat esiintymät tulee turvata luonnonsuojelulain keinoin. Matkailu- ja laskettelukeskuksia ei tule laajentaa luontotyyppin esiintymisalueille ja retkeily ja matkailu tulee ohjata pois luontotyyppin esiintymiltä.

Yhteydet lajisuojeluun

Lajien uhanalaisuusarvioinnin (Rassi ym. 2010) mukaan tunturikankaat on ensisijaisena elinympäristönä 33 uhanalaiselle sekä 90 punaisen listan (uhanalaiset, silmälläpidettävät, puutteellisesti tunnetut, hävinneet) lajille. Uhanalaisista lajeista valtaosa on jäkäliä (9 lajia) ja putkilokasveja (8 lajia). Myös uhanalaisia sammalia, lintuja, perhosia on kutakin vähintään neljä lajia. Näistä lajeista viittä on ehdotettu erityisesti suojeltavaksi (Rassi ym. 2010). Kaikkiaan tunturikankaat on 56 uhanalaisen ja 147 punaisen listan lajin ensi- tai toissijaisena elinympäristönä. Näistä lajeista oletettavasti vain pienehkö osa on boreaalisten tunturikankaiden lajeja.

Biologinen kuvaus

Borealisia tunturikankaita esiintyy Euroopassa ainoastaan Suomessa, jossa Koillismaan ja Peräpohjolan korkeimmilla alueilla säännöllinen alku- ja keskitalven voimakas tykynmuodostus alentaa metsänrajaa, mutta toisaalta kasvukauden olot mahdollistavat boreaalisen, havumetsille tyypillisen varpu- ja sammalkasvillisuuden menestymisen. Lumituhoja parhaimmin kestäväenä puulajina kuusi muodostaa useimmiten metsänrajan runsaslumisissa ja maaperältään kosteahkoissa kasvuoloissa (Norokorpi ja Kärkkäinen 1985).

Borealiset tunturikankaat esiintyvät kaikkien tunturikangastyyppien tapaan silikaattipitoisella mineraalimaalla. Borealiset tunturikankaat ovat vallitsevasti kanervakankaita, mutta myös variksenmarja- ja mustikkakankaita. Luokittelu eri tyyppisiin tapahtuu valtavarvun eli variksenmarjan (*Empetrum nigrum* coll.), mustikan (*Vaccinium myrtillus*) tai kanervan (*Calluna vulgaris*) mukaan.

Ilmastollisten tekijöiden, lähinnä tykkyisyyden vuoksi metsänraja on borealisilla tuntureilla alempana kuin kasvukauden olosuhteet muutoin mahdollistaisivat. Alentuneen metsänrajan vuoksi tunturien lakialueet ovat siten puuttomia tai vähäpuustoisia borealisia tunturikankaita.

Kanervakankaat on tärkein boreaalisten tunturikankaiden luontotyyppi. Kanervakankaat muistuttavat esimerkiksi Pohjois-Norjan nummia. Nimilaji kanervan lisäksi riekonmarja (*Arctostaphylos alpina*), variksenmarja, mustikka, juolukka (*V. uliginosum*), puolukka (*V. vitis-idaea*), kynsisammalet (*Dicranum* spp.), seinäsammal (*Pleurozium schreberi*) ja mietoporonjäkäliä (*Cladonia arbuscula* ssp. *mitis*) ovat tyypillisiä lajeja. Sammalien peittävyys on noin 60 % ja jäkälien alle 5 % (Haapasaari 1988). Jäkälistä poronjäkäliä (*Cladonia* spp.) ja okatorvijäkäliä (*C. uncialis*) ovat valtalajeja.

Kanervakankaat ilmentävät mereisyyttä ja ne jakautuvat levinneisyytensä puolesta selvästi kahteen ryhmään. Kanerva-sammaltyyppiä tavataan Pohjois-Norjan rannikon läheisillä sekundäärinumilla, kanerva-sammal-jäkälätyyppiä lähinnä Suomen Lapin matalilla tuntureilla (Haapasaari 1988). Varsinkin Koillismaalla, mutta myös Peräpohjolassa kanervakankaat ovat soistuneempia kuin Metsä-Lapissa (Haapasaari 1988). Kanervakankaat vaihettuvat paljakalla muihin karuihin tunturikankaisiin, ja alempana paikoin metsä- ja rämekasvillisuuteen. Soistuneet kanervakankaat ovat yleisiä. Esiintymien koko vaihtelee kymmenistä aareista kymmeneen hehtaareihin. Boreaalisten kanervakankaiden esiintymät sijaitsevat korkeudella 360–540 m mpy (Haapasaari 1988).

Variksenmarjakankailla pohjanvariksenmarja (*Empetrum nigrum* ssp. *hermaphroditum*) on kenttäkerroksen valtalaji, joskin pohjoisborealisissa kangasmetsissäkin tavattavan ”puolitunturilaji” riekonmarjan leimaama kasvillisuus erottuu omana varianttinaan. Puolukkaa ja juolukkaa lukuun ottamatta muita varpuja sekä heiniä ja ruohoja on vähän, satunnaisesti jopa tunturilajeja, sielikköä (*Loiseleuria procumbens*) ja tunturivihvilää (*Juncus trifidus*). Seinäsammal ja turkkisammal (*Dicranum fuscescens*), poron- ja pikarijäkälät (*Cladonia* spp.) sekä hirvenjäkälät (*Cetraria* spp.) ovat pohjakerroksen valtalajeja. Lähinnä pohjakerroksen perusteella voidaan erottaa kolme tyyppiä. Sammalten peittävyys on pohjoisborealisella variksenmarja-seinäsammal-jäkälätyypillä selvästi jäkälää suurempi, pohjoisborealisella variksenmarja-kynsisammal-jäkälätyypillä lähes tasavertainen. Pohjoisboreaalisen variksenmarja-jäkälätyypin kasvillisuudessa kangastinajäkälä (*Stereocaulon paschale*) täyttää peittävänsä ”mattona” pienehköjen variksenmarjalaikkujen välit (Haapasaari 1988). Boreaalisten variksenmarjakankaiden sijainnin korkeusväli on 195–550 m mpy, yleisimmin 400–500 m mpy (Haapasaari 1988).

Mustikka on **mustikkakankaiden** vallitseva kenttäkerroksen laji tai se esiintyy vallitsevana yhdessä variksenmarjan tai kurjenkanervan (*Phyllodoce caerulea*) kanssa. Myös vaivaiskoivu (*Betula nana*) esiintyy säännöllisesti. Mustikan runsaus suhteessa muihin varpuihin sekä sammalten runsaus suhteessa jäkäliin ovat selvimmät erot variksenmarjakankaisiin verrattuna. Mustikkakankaiden sisäisessä vertailussa mainitut erot ovat selvimät pohjoisborealisessa mustikka-seinäsammal-jäkäläkasvillisuudessa kuin mustikka-kynsisammal-jäkäläkasvillisuudessa. Meillä tavataan myös kangastinajäkälävaltaisia mustikkakankaita (Haapasaari 1988).

LIITE 2/10

Tunturien rehevät lehdot ja niityt

Määritelmä

Tunturien rehevät lehdot ja niityt on luontotyyppiryhmä, johon kuuluvat tunturikoivulehdot, tunturien suurruohoniityt ja tunturien saniaisniityt.

Tunturikoivulehdoja ovat suurruoho- ja suursaniaislehdot. Niiden latvuspeittävyiden alaraja on 10 % ja tunturikoivun tulee muodostaa vähintään 70 % latvuspeittävydestä ja olla korkeudeltaan vähintään 2 m. (Norokorpi ym. 2008b)

Uhanalaisuus

Kaikki tunturien reheviin lehtoihin ja niittyihin luettavat luontotyypit on arvioitu Suomessa silmälläpidettäväksi (NT). Arviointikriteerien perusteella suurruoholehdot ovat vaarantuneita, mutta uhanalaisuusluokkaa on lievennetty asiantuntija-arviona luontotyyppin hyvän palautumiskyvyn vuoksi. Muut luontotyypit ovat silmälläpidettäviä harvinaisuutensa vuoksi. (Norokorpi ym. 2008a)

	Koko maa	Etelä-Suomi	Pohjois-Suomi
Tunturien suurruoholehdot	NT*	-	NT*
Tunturien suursaniaislehdot	NT	-	NT
Tunturien suurruohoniityt	NT	-	NT
Tunturien saniaisniityt	NT	-	NT

*kriteerien perusteella saatua uhanalaisuusluokkaa lievennetty asiantuntija-arviona

Uhanalaistumisen syyt

Voimakas porolaidunnus, rakentaminen, kuluminen.

Uhkatekijät

Voimakas porolaidunnus, rakentaminen, kuluminen, ilmastonmuutos.

Voimakkaalla porolaidunnuksella on luontotyyppiä heikentäviä vaikutuksia. Voimakas laidunnus voi muun muassa vähentää suurruohojen määrää ja kukintaa. Lehdoissa tunturikoivikon rakenne muuttuu ”omenapuumaiseksi” ja tunturikoivun uudistuminen heikentyy porojen syödessä taimet ja vesat. Toisaalta sopiva laidunnus vaikuttaa etenkin suurruohoniittyjen avoimena pysymiseen. Verrattuna karuihin, jäkäläisiin luontotyyppisiin, tunturien rehevillä lehdoilla ja niityillä on parempi palautumiskyky esim. porolaidunnuksen vaikutuksista. (Norokorpi ym. 2008b)

Porojen lisäruokinta sekä maastoon että tarhaan on lisääntynyt voimakkaasti viime vuosina (Turunen ja Vuojala-Magga 2011). Talvilaidunten nykyinen heikko tila ja jatkuva heikkeneminen osoittavat, että nykyisen poromäärän ylläpito ei ole enää mahdollista pelkästään luontaisen talviravinnon varassa (Nieminen 2010b). Lisääntynyt maastoruokinta voi aiheuttaa myös kasvupaikalle kuulumattomien lajien leviämistä. Turusen ja Vuojala-Maggan selvityksessä (2011) seuratuilla kasvupaikoilla ei kahden ruokintatalven jälkeen havaittu rehusta peräisin olevia vieraslajeja, mutta olemassa olevaan lajistoon lisäruokinta vaikutti rehevöittävästi. Myös metsälauhan peittävyiden ja korkeuden havaittiin kasvavan lisäruokinnan myötä.

Luontotyyppin esiintymisen painopistealueella Kilpisjärvellä luontotyyppiä uhkaa erityisesti rakentamisen ja kulumisen. Kulumista on myös muualla ja sitä aiheuttaa erityisesti lisääntyvä luontomatkaileminen ja -retkeily.

Ilmastonmuutos voi aiheuttaa suurruohoniittyjen pensoittumista.

Koska etenkin tunturien suursaniaislehdot sekä molemmat rehevät niittytyypit ovat harvinaisia, ne voivat olla uhattuina jo pelkkien satunnaistekijöiden vuoksi.

Keskeiset ominaispiirteet luonnontilaisella kohteella (tavoitetila)

Rakenne:

Niityt: avoimuus, lajiston monimuotoisuus, ruoho-, sara- ja heinäkasvillisuuden esiintyminen, saniaisniityillä saniaisten esiintyminen.

Lehdot: tunturikoivun luontainen eri-ikäisrakenne ja elinvoimainen taimi- ja vesakerros, kenttäkerros-lajiston monimuotoisuus.

Toiminta:

Lehdot: tunturikoivun luontainen kehitysdynamiikka, jota ilmentää elinvoimainen taimi- ja vesakerros.

Levinneisyys

Luontotyyppiä esiintyy vain aivan pohjoisimmassa Suomessa, esiintymien painottuessa Tunturi-Lappiin. Joitakin yksittäisiä esiintymiä on etelämpänä Metsä-Lapissa, saniaisniittyesiintymä Peräpohjolassakin.

Luontotyyppiin kuuluvien tunturikoivulehtojen sekä tunturiniittyjen levinneisyydet poikkeavat jonkin verran toisistaan. Lehtoja esiintyy lähes yksinomaan Tunturi-Lapissa. Myös suurruohoniityt esiintyvät vain Tunturi-Lapissa. Sen sijaan harvinaisimman luontotyypin, saniaisniittyjen yksittäisiä esiintymiä on sekä Tunturi- että Metsä-Lapissa ja Peräpohjolassa. (Norokorpi ym. 2008b)

Suurruoholehdot kattavat valtaosan tunturien rehevien lehtojen ja niittyjen esiintymistä. Suurruoholehdot ovat yleisimmillään mereisillä alueilla, sisämaassa ne ovat harvinaisia. Niitä tavataan yleisimmin Käsivarren alueella ja Utsjoella. Enontekiöllä luontotyyppi tunnetaan lisäksi Pöyrisjärven erämaasta ja Ounastuntureilta. Myös suursaniaislehdot ovat yleisimmillään lievästi mereisillä alueilla. Niitä esiintyy ainakin Utsjoen Vetsikossa ja Cieskuljohkalla. Kevon luonnonpuistossa on luontotyyppiin kuuluvia myyränporraslehtoja. Lisäksi luontotyyppiä esiintyy Enontekiöllä Mallalla, sekä ehkä lisäksi paikoin Inarissa. (Norokorpi ym. 2008b)

Edustavimmat ja runsaimmat suurruohoniittyjen esiintymät ovat Käsivarren pohjoisosan suurtuntureilla. Muualla Tunturi-Lapissa on vain paikoin pienialaisia ja usein heikosti kehittyneitä esiintymiä. Erittäin harvinaisia ja pienialaisia saniaisniittyjä esiintyy Mallan ja Kevon luonnonpuistossa, Käsivarren erämaa-alueella sekä Pyhä-Luoston ja Pallas-Yllästunturin kansallispuistoissa.

Pinta-ala

Koko maa: noin 1 000 ha, arvio jonkin verran epävarma

Luontotyypin kokonaispinta-alan arvioidaan olevan noin 1 000 ha. Metsähallituksen SutiGIS-kuviotietojärjestelmän mukaan luontotyypin kokonaisala valtion mailla on 929 ha, josta 882 ha on tunturikoivulehtoja ja 47 ha reheviä niittyjä (Elisa Pääkkö, Metsähallitus, kirj. tiedonanto 18.4.2012). Lisäksi luontotyyppiä esiintyy jonkin verran yksityismailla etenkin Utsjoella joen varsilla muutaman kymmenen hehtaarin alalla. Pinta-alan hakukriteereihin SutiGIS-järjestelmästä sisältyy jonkin verran epävarmuutta, sillä luontotyypin kannalta optimaalisia hakuheitoja on vaikea määritellä. Tunturikoivulehdoissa päädyttiin käyttämään hakukriteerinä luontodirektiivin luontotyyppiä *lehdot* yhdistettynä kasvillisuusluokkaan lakimaa ja tunturimaa. Mukaan saatiin myös joitakin Metsähallituksen metsätalouden maiden esiintymiä. Suurruohoniittyjen hakukriteerinä käytettiin luontodirektiivin luontotyyppiä *kosteat suurruohoniityt* yhdistettynä kasvillisuusluokkaan lakimaa ja tunturimaa. Saniaisniittyjä haettiin kasvillisuustyyppin perusteella. On oletettavaa, etteivät ainakaan kaikki saniaisniittyjen esiintymät ole mukana tuloksessa, sillä kuvioiden kasvillisuustyyppiä ei aina ole kirjattu.

Yhteydet hallinnollisiin luokitteluihin

Luonnonsuojelulain luontotyypit (29 §): ei vastaavuutta

Metsälain erityisen tärkeät elinympäristöt (10 §): ei vastaavuutta

Vesilain suojaamat pienvesityypit (2 luku 11 §): ei vastaavuutta

Luontodirektiivin luontotyypit: Tunturien suurruoholehdot ja suursaniaislehdot sisältyvät luontodirektiivin luontotyyppiin *lehdot* ja tunturien suurruohoniityt luontotyyppiin *kosteat suurruohoniityt*.

METSO-ohjelman valintaperusteet

Ei vastaavuutta.

Suojelutilanne

Suojeltujen esiintymien osuus koko maassa: 60 %, arvio jonkin verran epävarma

Luontotyypin pinta-alasta arviolta noin 60 % sijaitsee kansallis- ja luonnonpuistoissa sekä muilla luonnonsuojelualueilla. Erämaa-alueilla esiintymistä on noin 25–30 % (taulukko 1).

Hoito- ja ennallistamistarve

Luontotyypin esiintymillä ei yleensä ole hoito- tai ennallistamistarvetta. Voimakkaasti kuluneilla alueilla tulisi toteuttaa laidunkiertoa siten, että luontotyypin palautuminen voidaan turvata.

Taulukko 1. Tunturien rehevien lehtojen ja niittyjen esiintyminen (ha) Metsähallituksen luontopalveluiden hallinnassa olevilla alueilla kansallis- ja luonnonpuistoissa, muilla suojelualueilla sekä erämaa-alueilla (Elisa Pääkkö, Metsähallitus, kirj. tiedonanto 18.4.2012).

Aluetyppi	Pinta-ala (ha)
Kansallispuisto	71
Luonnonpuisto	284
Soiden- /lehtojensuojelualue/suojelumetsä	153
Erämaa-alue	258
Suojeluohjelmakohde	88
Muu luontopalveluiden hallinnassa oleva alue	54
Yhteensä	908

Suojelutilanteen parantaminen

Ehdotus keinoiksi suojelutilanteen parantamiseksi: Luontotyyppi lisätään luonnonsuojelulain 29 §:n suojelluksi luontotyyppiä.

Vaikka luontotyyppin suojelutilanne on melko hyvä, on luontotyyppi kokonaisuutena niin pienialainen ja esiintyy pienehköinä laikkuina hajallaan, että kaikki sen jäljellä olevat laadukkaat esiintymät tulee turvata luonnonsuojelulain keinoin. Luonnonsuojelulaki voi turvata etenkin tunturikoivulehtoja, joiden esiintymisen painopistealueella Kilpisjärvellä on rakentamis- ja kulumispaineita. Luontotyyppi tulee lukea luonnonsuojelulain suojelluksi luontotyyppiä ja sen esiintymät tulee selvittää kattavasti. Esiintymien rajauspäätöksillä ohjataan mm. porojen maastoruokintaa näiden arvokkaiden kohteiden ulkopuolelle. Lisäruokintapaikoilla luontotyyppiin kohdistuu vielä tavanomaista voimakkaampaa kulutusta. Rehun mukana kulkeutuvat siemenet voivat aiheuttaa kasvupaikalle vieraiden, luontotyyppille kuulumattomien lajien leviämistä ja ovat uhka luontotyyppin kasvillisuudelle.

Suurilla erämaa-alueilla pelkät luontodirektiivin luontotyyppin suojeluperusteet eivät riitä turvaamaan yksittäisiä lehto- tai niitty laikkuja.

Yhteydet lajisuojeluun

Lajien uhanalaisuusarvioinnin (Rassi ym. 2010) mukaan tunturikoivikot on ensisijaisen elinympäristö kahdelle uhanalaiselle sekä 20 punaisen listan (uhanalaiset, silmälläpidettävät, puutteellisesti tunnetut, hävinneet) lajille. Kaikkiaan tunturikoivikot ovat 11 uhanalaisen ja 52 punaisen listan lajin ensi- tai toissijainen elinympäristö. Näistä lajeista oletettavasti vain osa on tunturikoivulehtojen lajeja, mutta osuutta on vaikea arvioida.

Tunturiniityt on ensisijaisen elinympäristö kahdeksalle uhanalaiselle sekä 18 punaisen listan (uhanalaiset, silmälläpidettävät, puutteellisesti tunnetut, hävinneet) (Rassi ym. 2010). Näistä lajeista valtaosa on putkilokasveja ja perhosia. Kaikkiaan tunturiniityt on 23 uhanalaisen ja 53 punaisen listan lajin ensi- tai toissijainen elinympäristö. Näistä lajeista oletettavasti vain osa on tunturien suurruohoniittyjen ja saniaisniittyjen lajeja, mutta osuutta on vaikea arvioida.

Tunturien rehevät lehdot ja niityt voivat olla elinympäristöinä luontodirektiivin liitteiden II tai IV lajeista muun muassa myyränportaalle (*Diplazium sibiricum*) ja pahtahiettaorvokille (*Viola rupestris* ssp. *relicta*). Pohjanvalkotäpläpaksupää (*Hesperia comma* ssp. *catena*) elää rehevillä tunturiniityillä, joskin sitä on tavattu Suomesta vain yhdeltä alueelta. Lintudirektiivin liitteen I lajeista tunturikoivikot tarjoavat elinympäristön sinirinnalle (*Luscinia svecica*).

Biologinen kuvaus

Luontotyyppiin kuuluvien tunturien suurruoho- ja suursaniaislehtojen sekä suurruoho- ja saniaisniittyjen kuvaukset esitetään kukin erikseen niiden omaleimaisen lajiston vuoksi. Niitä kaikkia luonnehtii ravinteinen ja kostea tai valuvesien vaikutuspiirissä oleva ympäristö.

Tunturien suurruoholehto esiintyy ravinteisilla, riittävän kosteilla tunturin alarinteillä ja pahtojen alustoilla sekä pienialaisena vesistöjen ja lähteikköjen läheisyydessä. Suurruoholehdoissa on usein sulamisvesinoroja, kivikoita, tihkupintoja tai lettomaista kasvillisuutta. Lumipeite on suhteellisen paksu, 70–150 cm. Maaperä on moreenia tai soraikkoa ja sen päällimmäinen kerros on yleensä ruskomaannosta. Lehtikariketta on yleensä runsaasti. Puuston valtapituus on 7–11 m ja latvuspeittävyys vähintään 50 %. Latvuskerros on useimmiten sulkeutunut tai lähes sulkeutunut. Tunturikoivu (*Betula pubescens* ssp. *czerepanovii*) on valtapuu. Koivut ovat etupäässä yksirunkoisia. Puumainen outapaju (*Salix myrsinifolia* ssp. *borealis*) ja pihlaja (*Sorbus aucuparia*) ovat sekapuuna yleisiä. Harvinaisempana esiintyy tuomea

(*Prunus padus*). Pensaskerros on tiheydeltään vaihteleva, ja monet pajulajit, kuten kalvas- (*Salix hastata*), kiilto- (*S. phyllicifolia*), outa- ja tunturipaju (*S. glauca*) ovat yleisiä, samoin kuin kataja (*Juniperus communis*) ja pihlaja. (Norokorpi ym. 2008b)

Varpuja esiintyy tunturien suurruoholehdoissa niukasti. Kenttäkerros voi olla varsin vaihteleva kosteusolosuhteiden mukaan. Korkeat ruohot, kuten kullero (*Trollius europaeus*) ja metsäkurjenpolvi (*Geranium sylvaticum*) ovat kenttäkerroksessa runsaimpia, ja niiden ohella esiintyy lukuisia korkeita heiniä, muun muassa tesmaa (*Milium effusum*) ja koiranvehnää (*Elymus caninus*) sekä muita ruohoja ja saniaisia. Lähteikköisillä paikoilla väinönputki (*Angelica archangelica*) on usein valtalajina, ja tämän seurassa esiintyy toisinaan vuoriloikka (*Cystopteris montana*). Myös matalampia ruohoja, kuten lapinlemmikkiä (*Myosotis decumbens*), lapinorvokkia (*Viola biflora*) ja lillukkaa (*Rubus saxatilis*) voi olla runsaasti. Kenttäkerroksen monilajisuus on erityisen huomiota herättävä. Pohjakerroksessa esiintyy lieko- (*Rhytidiadelphus* spp.), suikero- (*Brachythecium* spp.) ja lehväsammalia (*Mnium* spp., *Plagiomnium* spp., *Pseudobryum* spp., *Rhizomnium* spp.). (Norokorpi ym. 2008b)

Tunturialueen suursaniaislehtoja esiintyy ravinteisilla, kosteilla tunturin rinteillä sekä tunturipurojen läheisyydessä. Lumipeitteen paksuus vaihtelee, mutta usein se on paksu, jopa kaksi metriä. Maaperä on moreenia. Maaperän päällimmäinen kerros on yleensä ruskomaannosta. Suursaniaislehdoissa on usein sulamisvesinoroja, kivikoita, tihkupintoja tai lettomaista kasvillisuutta. Maa on valtaosin karikkeen peittämää. Puuston valtapituus on 8–11 m ja latvuserros on useimmiten sulkeutunut tai lähes sulkeutunut ja peittävydeltään yli 40 %. Tunturikoivu on valtapuu ja se kasvaa etupäässä yksirunkoisena. Harmaaleppä (*Alnus incana*), tuomi ja outapaju esiintyvät yleisenä puustossa. Pensaskerros on melko vaihteleva, ja monet pajulajit, kuten kalvas-, kiilto-, outa- ja tunturipaju ovat yleisiä, samoin kuin kataja ja pihlaja. Harvinaisempana esiintyy pohjanpunaherukkaa (*Ribes spicatum*). (Norokorpi ym. 2008b)

Varpuja on tunturialueen suursaniaislehdoissa niukasti. Kenttäkerros voi olla varsin vaihteleva kosteusolosuhteiden mukaan. Vallitsevimpia ovat saniaiset, kuten tunturihiirenporras (*Athyrium distentifolium*), kotkansiipi (*Matteuccia struthiopteris*), isoalvejuuri (*Dryopteris expansa*), korpi-imarre (*Phegopteris connectilis*), vuoriloikka ja joskus myyränporras sekä ruohot ja heinät, kuten metsäkurjenpolvi, kullero, huopaohdake (*Cirsium helenioides*), tesma ja korpikastikka (*Calamagrostis purpurea* ssp. *phragmitoides*). Läntisessä Lapissa tavataan lisäksi pohjansinivalvattia (*Cicerbita alpina*). Lajimäärä on pienempi kuin suurruoholehdoissa. Pohjakerros on aukkoinen ja koostuu lähinnä lieko-, suikero- ja lehväsammalista. Lajeista mainittakoon erityisesti kiiltosuikerosammal (*Brachythecium salebrosum*) ja lettolehväsammal (*Rhizomnium pseudopunctatum*). (Norokorpi ym. 2008b)

Tunturien suurruohoniittyjä (korkearuohoniittyjä) luonnehtii yli 30 cm korkea niittykasvillisuus. Niitä tavataan Suomessa etupäässä kaltevilla tunturinrinteillä, joita kostuttaa pohja- tai pintavesi. Tämä luontotyyppi esiintyy myös kallioptahtojen tuntumassa. Maaperä on ravinteikasta ruskomaannosta. Tunturien suurruohoniityt ovat useimmiten pensaikkoisia. Pajuja, muun muassa pohjanpajua (*Salix lapponum*), tunturipajua, villapajua (*S. lanata*), mustuvapajua (*S. myrsinifolia* ssp. *myrsinifolia*) ja kiiltopajua esiintyy paikoitellen, muttei laajoina yhtenäisinä kasvustoina. Suurruohoniityt esiintyvät usein melko hajanaisesti, purojen rannoille ja valuvesiuomiin keskittyneinä laikkuina ja muihin luontotyyppeihin sekoittuneena. Tunturien suurruohoniittyjen kenttäkerros on runsaslajinen ja korkeiden ruohojen ja heinien luonnehtima. Kasvupaikka on kesällä purovesien kostuttama. Kenttäkerroksen tyypillisiä lajeja ovat metsäkurjenpolvi, kullero, huopaohdake, kultapiisku (*Solidago virgaurea*), pohjansinivalvatti, Suomessa hyvin harvinainen valkopärskäjuuri (*Veratrum album*) sekä heinistä korpikastikka ja tesma. Harvahkon sammal-kerroksen tyypillisiä lajeja ovat suikerosammalet, lehväsammalet ja kamppisammal (*Sanionia uncinata*). (Norokorpi ym. 2008b)

Tunturien saniaisniityt on sekä hemioroarktisessa että ala- ja keskioroarktisessa (alpiinisessa) vyöhykkeessä esiintyvä luontotyyppi. Saniaiset ovat kasvillisuudessa vallitsevina. Luonteenomainen laji on tunturihiirenporras, joka esiintyy usein selvänä valtalajina. Tunturihiirenportaan kasvustojen seassa tavataan paikoin liesua (*Cryptogramma crispa*), isoalvejuurta ja harvemmin suippohärkylää (*Polystichum lonchitis*); näistä etenkin liesu kasvaa myös tunturikivikoissa. Luontotyypin muu lajisto on niukempaa ja koostuu etupäässä karujen kasvupaikkojen lajeista, joista mainittakoon muun muassa lapinorvokki, vaivaspaju (*Salix herbacea*) ja närvänä (*Sibbaldia procumbens*). (Norokorpi ym. 2008b)

Tunturien saniaisniittyjen yleisilme ei ole täysin yhtenäinen, sillä saniaiset kasvavat usein lohkaraiden ja kivien väleissä. Saniaisvaltaiset kohdat voivat olla tiheäkasvustoisia ja runsaan lehtikarikkeen luonnehtimia. Kasvupaikka on lumensulamisvesien, purovesien tai pohjaveden kostuttama, mutta voi kuivua kasvukauden alussa tai sen kuluessa. Liesukasvustot ovat usein kuivilla paikoilla, kun taas tunturihiirenporrasta on pääasiassa kesällä kuivuvissa kivikkoisissa purouomissa. Sammalkerros on niukka. (Norokorpi ym. 2008b)

LIITE 2/1 I

Lapinvuokkokankaat

Määritelmä

Lapinvuokkokankaat ovat ravinteisia tunturikankaita ja ne esiintyvät kalkkipitoisen kallio- ja maaperän alueella tunturien ala- ja keskipaljakalla. Pohjois-Suomessa kalkkivaikutus liittyy lähinnä kalkkipitoisen dolomiitin esiintymiseen. Maaperä on luontotyypillä yleensä ohutta mineraalimaata tai ruskomaannosta. Kalkkivaikutus heijastuu kasvillisuuteen, jossa esiintyy kalkinsuosija- ja kalkinvaatijalajistoa. Luontotyyppiä luonnehtii kalkinsuosijoihin kuuluva lapinvuokko (*Dryas octopetala*).

Lapinvuokkokankaisiin sisältyy sekä kuivia että tuoreita kasvillisuustyyppiejä. Kuivimmilla paikoilla esiintyy tuulenpieksämiä, ja tuoreimmilla paikoilla lapinvuokkokankaiden kasvillisuudessa on niittymäisyyttä (Norokorpi ym 2008b).

Uhanalaisuus

Lapinvuokkokankaat on arvioitu Suomessa vaarantuneiksi (VU) luontotyypin laadun heikentymisen sekä luontotyypin harvinaisuuden vuoksi (Norokorpi ym. 2008b).

	Koko maa	Etelä-Suomi	Pohjois-Suomi
Lapinvuokkokankaat	VU	-	VU

Uhanalaistumisen syyt

Voimakas porolaidunnus.

Lapinvuokkokankaiden taantumisen merkittävimäksi syyksi on arvioitu voimakas porolaidunnus. Porojen tallaamalla paikoilla kasvillisuudessa esiintyy kulumista. Porojen vaikutuksesta kuivilla tyypeillä jäkälien määrä on jonkin verran vähentynyt ja myös mineraalimaata on paljastunut. Laadun heikkenemistä on havaittu suurten porokantojen aikana muun muassa Saanalla (Eskelinen ja Oksanen 2006). Porolaidunnuksen vaikutuksesta myös heinät voivat runsastua, sen sijaan ruohojen runsautta voimakas laidunnus vähentää. Myös harvinaiset lajit saattavat kärsiä laidunnuksesta.

Uhkatekijät

Voimakas porolaidunnus, kuluminen, ilmastonmuutos.

Voimakas porolaidunnus jatkuu myös tulevaisuudessa. Paliskunta-kohtaiset suurimmat sallitut eloporoluvut ovat säilyneet samalla tasolla vuodesta 2000 ja ovat voimassa vuoden 2019 loppuun. Lapinvuokkokankaiden laatua voivat heikentää myös maastoliikenteen ja retkeilyn aiheuttama kuluminen. Porojen lisäruokinta sekä maastoon että tarhaan on lisääntynyt voimakkaasti viime vuosina (Turunen ja Vuojala-Magga 2011). Talvilaidunten nykyinen heikko tila ja jatkuva heikkeneminen osoittavat, että nykyisen poromäärän ylläpito ei ole enää mahdollista pelkästään luontaisen talviravinnon varassa (Nieminen 2010b). Lisääntynyt maastoruokinta voi aiheuttaa paitsi tavanomaista voimakkaampaa pintakasvillisuuden kulumista ja tallausta myös kasvupaikalle kuulumattomien lajien leviämistä. Turusen ja Vuojala-Maggan selvityksessä (2011) seuratuilla kasvupaikoilla ei kahden ruokintatalven jälkeen havaittu rehusta peräisin olevia vieraslajeja, mutta olemassa olevaan lajistoon lisäruokinta vaikutti rehevöittävästi. Myös metsälauhan peittävyys ja korkeuden havaittiin kasvavan lisäruokinnan myötä.

Tulevaisuudessa ilmaston lämpeneminen voi supistaa lapinvuokkokankaiden alaa merkittävästi. Voimakas laidunnus tosin estää tunturikoivun nousua paljakalle, mutta ilmasto-olot voivat muuten muuttua lapinvuokkokankaiden esiintymiselle epäsuotuisiksi.

Keskeiset ominaispiirteet luonnontilaisella kohteella (tavoitetila)

Rakenne: Avoimuus, luontainen lajikoostumus (erilainen kuivilla ja tuoreilla lapinvuokkokankailla). Lumipeite (paksuus ja kesto) ja kosteusolot vaikuttavat lapinvuokkokankaiden tyyppiin.

Levinneisyys

Lapinvuokkokankaita esiintyy vain pohjoisimmassa Suomessa, Tunturi- ja Metsä-Lapissa.

Luontotyyppin esiintymisen painopistealue on Enontekiöllä Skandien vuorijonon ylityöntöalueen reu-namilla Käsivarren suurtuntureilla. Muilla tunturialueilla lapinvuokkokankaita on vähemmän, mutta esiintymiä on myös muun muassa Utsjoella ja Inarissa. (Norokorpi ym. 2008b)

Pinta-ala

Koko maa: 550–800 ha, arvio melko luotettava

Luontotyyppin pinta-ala-arvio perustuu pääasiassa Metsähallituksen SutiGIS-kuviotietojärjestelmään. Sen mukaan Metsähallituksen luontopalveluiden hallinnassa olevilla alueilla on lapinvuokkokankaita 522 ha, yhteensä 81 kuviota (Elisa Pääkkö, Metsähallitus, kirj. tiedonanto 18.4.2012).

SutiGIS-kuviotietojärjestelmässä olevien esiintymien lisäksi tunnettuja lapinvuokkokankaiden esiintymiä on myös muualla tunturialueella (Norokorpi ym. 2008b), todennäköisimmin etupäässä erämaa-alueilla, mutta myös kansallispuistoissa (Urho Kekkonen ja Lemmenjoen kansallispuistot). Havaintoja lapinvuokon esiintymisestä on myös muualta. Tarkkaa tietoa siitä, voidaanko nämä esiintymät lukea lapinvuokkokankaiksi, ei ole.

Yhteydet hallinnollisiin luokitteluihin

Luonnonsuojelulain luontotyypit (29 §): ei vastaavuutta

Metsälain erityisen tärkeät elinympäristöt (10 §): ei vastaavuutta

Vesilain suojaamat pienvesityypit (2 luku 11 §): ei vastaavuutta

Luontodirektiivin luontotyypit: Lapinvuokkokankaat sisältyvät luontodirektiivin luontotyyppiin *tunturikankaat*.

METSO-ohjelman valintaperusteet

Ei vastaavuutta.

Suojelutilanne

Suojeltujen esiintymien osuus koko maassa: 15–20 %, arvio jossain määrin epävarma

Metsähallituksen luontopalveluiden hallinnassa olevien maiden lapinvuokkokankaista noin 20 % sijaitsee kansallis- ja luonnonsuojelualueilla. Erämaa-alueilla lapinvuokkokankaista sijaitsee noin 65 % (Elisa Pääkkö, Metsähallitus, kirj. tiedonanto 18.4.2012; taulukko 1). Erämaa-alueet ovat Natura 2000 -alueita, joiden suojelun toteutuskeinona on erämaalaki. Myös kansallis- ja luonnonsuojelualueet, joilla on lapinvuokkokankaita, ovat samalla myös Natura 2000 -alueita.

Taulukko 1. Lapinvuokkokankaiden esiintyminen (ha) Metsähallituksen luontopalveluiden hallinnassa olevilla erilaisilla suojelualueilla ja erämaa-alueilla Metsähallituksen SutiGIS-kuviotietojärjestelmän mukaan (Elisa Pääkkö, Metsähallitus, kirj. tiedonanto 18.4.2012).

Aluetyyppi	Pinta-ala (ha)
Luonnonsuojelualue	51
Kansallispuisto	2
Muu luonnonsuojelualue	55
Erämaa-alue	341
Muu	72
Yhteensä	522

Hoito- ja ennallistamistarve

Lapinvuokkokankailla ei pääsääntöisesti ole hoito- tai ennallistamistarvetta. Mahdolliset porojen maastorokinnan aiheuttamat jäljet tulee siivota luontotyyppin esiintymiltä. Retkeilyreitit ja -polut tulee ohjata kulkemaan esiintymien ulkopuolelle.

Suojelutilanteen parantaminen

Ehdotus keinoiksi suojelutilanteen parantamiseksi: Luontotyyppi lisätään luonnonsuojelulain 29 §:n suojelluksi luontotyyppiksi.

Lapinvuokkokankaat on niin omaleimainen, pienialainen ja hajallaan erillisinä laikkuina esiintyvä luontotyyppi, että kaikki sen esiintymät tulee turvata luonnonsuojelulain keinoin. Vaikka tunnetuista

lapinvuokkokankaista valtaosa sijaitsee Natura 2000 -alueilla, niiden lukeminen luonnonsuojelulain suojelluksi luontotyyppiä osoittaisi niiden erityisen turvaamisen tarpeen. Esiintymien rajauspäätöksillä ohjataan muun muassa porojen maastoruokintaa näiden arvokkaiden kohteiden ulkopuolelle. Lisäruokintapaikoilla luontotyyppiin kohdistuu vielä tavanomaista voimakkaampaa tallausta ja kulutusta. Rehun mukana kulkeutuvat siemenet ovat uhka kasvupaikalle vieraiden, luontotyyppille kuulumattomien lajien leviämislle.

Suurilla Natura 2000 -verkostoon kuuluvilla erämaa-alueilla pelkät luontodirektiivin luontotyyppin suojeluperusteet tai erämaalaki eivät riitä turvaamaan yksittäisiä lapinvuokkokankaiden esiintymiä.

Yhteydet lajisuojeluun

Lajien uhanalaisuusarvioinnin (Rassi ym. 2010) mukaan tunturikankaat on ensisijainen elinympäristö 33 uhanalaiselle sekä 90 punaisen listan (uhanalaiset, silmälläpidettävät, puutteellisesti tunnetut, hävinneet) lajille. Uhanalaisista lajeista valtaosa on jäkäliä (9 lajia) ja putkilokasveja (8 lajia). Myös uhanalaisia sammalia, lintuja, perhosia on vähintään neljä lajia kutakin. Uhanalaisista lajeista viittä on ehdotettu erityisesti suojeltavaksi (Rassi ym. 2010). Kaikkiaan tunturikankaat ovat 56 uhanalaisen ja 147 punaisen listan lajin ensi- tai toissijainen elinympäristö. Näistä lajeista vain osa on lapinvuokkokankaiden lajeja, mutta osuutta on vaikea arvioida.

Tunturikankaat, myös lapinvuokkokankaat voivat olla elinympäristöinä luontodirektiivin liitteiden II tai IV lajeista muun muassa pikkulehdokille (*Platanthera obtusata* ssp. *oligantha*), pahtahietaorvokille (*Viola rupestris* ssp. *relicta*) ja tundrasinisiivelle (*Plebeius glandon* ssp. *aquilo*), jonka toukka elää lapinvuokolla. Lintudirektiivin liitteen I lajeista tunturikankaat tarjoavat elinympäristön keräkurmitsalle (*Charadrius morinellus*), kapustarinnullalle (*Pluvialis apricana*), tunturihaukalle (*Falco rusticolus*) ja tunturipöllölle (*Bubo scandiacus*).

Biologinen kuvaus

Tunturikankaat on paljakan vallitseva luontotyyppi. Ne sijaitsevat tunturikoivuvyöhykkeen yläpuolella ja ovat puuttomia tai lähes puuttomia. Vain pieni osa maamme tunturikankaista on ravinteisia lapinvuokkokankaita. Lapinvuokkokankaat niihin luettavine erilaisine kasvillisuustyyppineen edustavat Suomessa harvinaista luontotyyppiryhmää ja niillä on merkittäviä luontoarvoja, kuten harvinainen lajisto ja geologinen omaleimaisuus. Lapinvuokkokankaiden kallio- ja maaperän kalkkivaikutus heijastuu kasvillisuuteen, jossa esiintyy runsaasti kalkinvaatija- ja kalkinsuosijalajistoa. Luontotyyppin lajistossa on vaihtelua kosteusolosuhteiden ja lumisuojan mukaan. Lapinvuokkokankaita luonnehtiva lapinvuokko (*Dryas octopetala*) on mattomaisesti kasvava puolivarpu.

Kuivilla lapinvuokkokankailla lapinalppiruusu (*Rhododendron lapponicum*) voi olla paikoitellen runsas. Kuivimmilla tuulenpieksämäpaikoilla kalliosara (*Carex rupestris*) on usein runsas. Muita lapinvuokkokankailla esiintyviä lajeja ovat muun muassa lampaannata (*Festuca ovina*), tunturimaarianheinä (*Hierochloë alpina*), napapaju (*Salix polaris*), sinirikko (*Saxifraga oppositifolia*) ja tunturikohokki (*Silene acaulis*). Lapinvuokkokankailla esiintyy myös harvinaista lajistoa, kuten arnikkia (*Arnica angustifolia*) ja tunturi-orhoa (*Chamorchis alpina*). Niukkalumisilla tuulenpieksämällä kasvipeite on avointa ja mineraalimaata ja kalkkisoraa on näkyvissä. Tuoreilla lapinvuokkokankailla liekovarpio (*Cassiope tetragona*) ja variksenmarja (*Empetrum nigrum* coll.) voivat olla melko runsaita, samoin puolukka (*Vaccinium vitis-idaea*) ja juolukka (*V. uliginosum*) esiintyvät yleisinä. Muuta lajistoa ovat muun muassa punakko (*Bartsia alpina*), nurmitatar (*Bistorta vivipara*), tunturinurmikka (*Poa alpina*), verkkolehtipaju (*Salix reticulata*), tunturikohokki (*Silene acaulis*) ja tunturiängelmä (*Thalictrum alpinum*). Tuoreimmilla paikoilla esiintyy lapinorvokkia (*Viola biflora*) ja kirjosaraa (*Carex norvegica*). (Norokorpi ym. 2008b)

Lapinvuokkokankaiden pohjakerroksen jäkälä- ja sammalpeite on monilajinen. Lehtisammalista yleisiä ovat kalkkikarvasammal (*Ditrichum flexicaule*), tunturikellosammal (*Encalypta alpina*), poimusammal (*Rhytidium rugosum*) ja haprakiertosammal (*Tortella fragilis*). Kuivilla lapinvuokkokankailla jäkäliden peittävyys on sammalia suurempi. Vallitsevia jäkäliä ovat lapa- ja kourulumijäkälä (*Flavocetraria nivalis* ja *F. cucullata*). Luonteenomaisia ovat myös tunturi- ja rakkaluppo (*Alectoria nigricans* ja *A. ochroleuca*). Tuoreilla kankailla sammalten peittävyys on jäkäliä suurempi. Sammalista esiintyvät runsaina esimerkiksi metsäkerrossammal (*Hylocomium splendens*) ja tunturipartasammal (*Syntrichia norvegica*). Kosteimmilla paikoilla kultasammal (*Tomentypnum nitens*) voi olla runsas. Jäkälistä lapa- ja kourulumijäkälä sekä isohirvenjäkälä (*Cetraria islandica*) ovat runsaimpia. (Norokorpi ym. 2008b)

Metsähallituksen luontopalveluiden maiden lapinvuokkokankaista suurin osa on kuivia lapinvuokkokankaita (taulukko 2).

Taulukko 2. Lapinvuokkokangaskuvioiden jakautuminen eri kasvillisuustyyppihin Metsähallituksen luontotyyppi-inventointiaineistossa: kuvioiden lukumäärä sekä minimi-, maksimi- ja keskikoot (Elisa Pääkkö, Metsähallitus, kirj. tiedonanto 18.4.2012).

	Kuvioiden lukumäärä	Min (ha)	Max (ha)	Keskikoko (ha)
Lapinvuokkokankaat (tarkentamattomat)	29	0,13	19,56	3,04
Lapinvuokkotuulenpieksämät	4	0,03	2,5	0,79
Kuivat lapinvuokkokankaat	37	0,02	113,39	9,13
Tuoreet lapinvuokkokankaat	9	1,54	22,35	10,11
Kosteat lapinvuokkokankaat	2	0,57	1,44	1,01
Yhteensä	81	0,02	113,39	6,45

Lapinvuokkokankaat muodostavat yhdistelmiä ja vaihtuvat muiden tunturiluontotyyppien kanssa. Tällaisia luontotyyppisiä ovat muun muassa variksenmarja- ja liekovarpiokankaat, tunturiniityt, lumen- viipymät sekä kalkkikalliot, -kivikot ja -vyöryorat.

Käsivarren pohjoisosan suurtuntureiden lapinvuokkokankaat eroavat lajistoltaan muista Suomen tunturialueen lapinvuokkokankaista. Käsivarressa esiintyy monia lajeja, joita ei muualla Suomessa tavata. Alueen lapinvuokkokankaat ovat edustavimpia ja lajistoltaan monipuolisimpia. (Norokorpi ym. 2008b)

LIITE 2/12

Meriajokasniityt

Määritelmä

Meriajokasniityt ovat vedenalaisia meriajokasta (*Zostera marina*) kasvavia niittyjä hiekkavaltaisilla merenpohjilla. Meriajokaskasvustot katsotaan niityiksi kun kasvillisuuden peittävyys on vähintään 10 % ja meriajokkaan osuus juurtuneiden kasvien peittävyydestä tai biomassasta on vähintään 50 %. Meriajokaskasvustot ovat usein sekakasvustoja, joissa muita lajeja ovat esimerkiksi hapsivita (*Potamogeton pectinatus*), merivita (*Potamogeton filiformis*), ahvenvita (*Potamogeton perfoliatus*) ja kiertohapsikka (*Ruppia cirrhosa*).

Uhanalaisuus

Meriajokasniityt on arvioitu Suomessa erittäin uhanalaisiksi (EN). Alueellisessa arvioinnissa Ahvenanmaan ja Saaristomeren alueella meriajokasniityt on katsottu erittäin uhanalaisiksi (EN) ja Suomenlahden ja Selkämeren alueella puutteellisesti tunnetuiksi (DD). Koska Suomesta puuttuu kvantitatiivista taustatietoa, uhanalaisuusarviointi perustuu pääasiassa rehevöitymisen vaikutuksiin meriajokkaan elinympäristöön, mm. muutoksiin näkösyvyudessa. Suomalaisessa pitkäaikaistutkimuksessa meriajokasvaltaisten pohjien eläinyhteisöjen on todettu muuttuneen (Boström 2001). Uhanalaisuusarvioinnissa huomioitiin myös meriajokkaan rajoittunut lisääntymiskyky pohjoisella Itämerellä. (Mäkinen ym. 2008)

	Kokoma	Suomenlahti	Ahvenanmaa ja Saaristomeren	Selkämeri	Merenkurkku	Perämeri
Meriajokasniityt	EN	DD	EN	DD	–	–

Vastuuluontotyyppi: Vastaa Suomen vastuuluontotyyppiä *meriajokasniityt* (Raunio ym. 2008).

Uhanalaistumisen syyt

Rehevöityminen, soran- ja hiekanotto, vesiliikenne ja ankkurointi.

Rehevöitymisen ja siihen liittyvien ilmiöiden kuten veden samentumisen, ajelehtivien tai muiden kasvien päällä kasvavien rihmalevien lisääntymisen ja pohjien liettymisen on katsottu olevan meriajokasniittyjen uhanalaistumisen merkittävimpiä syitä. Rehevöitymisen aiheuttama planktonlevien määrän kasvu lisää veden samentumista, mikä vähentää veden läpi pääsevän valon määrää. Tällöin meriajokasvustolle otollinen syvyysalue kapenee ja syvemmällä sijaitsevat meriajokaskasvustot eivät saa tarpeeksi valoa kasvaakseen. Rehevöitymisen seurauksena myös yksivuotisten rihmamaisten makrolevien määrä lisääntyy ja ne estävät meriajokkaan kasvua. Eräät rihmalevälajit muodostavat ajelehtivia mattoja, jotka voivat peittää meriajokaskasvustoja valonsaantia estäen. Levämattojen kuolevien rihmalevien hajoaminen myös kuluttaa happea pohjan läheisyydestä, mikä edelleen pahentaa rehevöitymiskehitystä. Rihmamaiset levät voivat myös kasvaa suoraan meriajokkaaseen kiinnittyneenä estäen sen kasvua. (Boström ym. 2003; Krause-Jensen ym. 2008; Vahteri ym. 2000) Ylikalastuksen aiheuttamien ravintoverkkomuutosten on myös todettu osaltaan lisäävän rehevöitymisen vaikutuksia (Baden ym. 2012).

Soran- ja hiekanotto tuhoaa suoraan sekä meriajokaskasvustoja että kasvupaikkoja. Merenpohjaa fyysisesti muokkaavat toimenpiteet aiheuttavat myös meriajokkaan kasvua hankaloittavaa veden samentumista ja lisäävät rehevöitymistä pohjan ravinteiden päätyessä vesipatsaaseen.

Vesiliikenteen kasvavan määrän on todettu vähentävän vesikasvillisuuden monipuolisuutta ja määrää, mikä johtuu pääasiassa potkurivirtojen aikaansaamasta veden samentumisesta ja sedimentin resuspension rehevöitymistä lisäävästä vaikutuksesta (Eriksson ym. 2004). Ankkuroinnilla on puolestaan suora pohjakasvillisuutta tuhoava vaikutus ja vaikka yksittäisen veneen ankkuroinnin vaikutus on pieni, voivat yhteisvaikutukset olla suuret esimerkiksi suosituissa luonnonsatamissa (Oulasvirta ja Leinikki 2003).

Uhkatekijät

Rehevöityminen, hiekanotto, vesiliikenne ja ankkurointi, ruoppaus ja läjitys, ilmastonmuutos, öljypäästöt.

Meriajokasniittyjä tulevaisuudessa uhkaavat tekijät ovat pitkälti samoja kuin uhanalaistumisenkin syyt. Näiden lisäksi uhkatekijöitä ovat ilmastonmuutos ja sen vaikeasti ennakoitavat seuraukset kuten muutokset maalta tulevan valunnan määrässä, sadannassa ja lämpötiloissa sekä näiden aiheuttamat muutokset veden lämpötilassa ja suolaisuudessa.

Lämpimämmissä vesissä meriajokas esiintyy sekä moni- että yksivuotisena lajina, ja kasvustot kuolevat ajoittain pois. Kesäisistä lämpöaalloista seuraavan meriveden keskimääräistä korkeamman lämpötilan on havaittu vaikuttavan negatiivisesti myös Itämeren meriajokaskasvustoihin (Ehlers ym. 2008).

Pohjoisen Itämeren alhaisen suolapitoisuuden vuoksi meriajokas lisääntyy Suomessa käytännössä ainoastaan kasvullisesti eikä siemenistä, eli Suomessa esiintyvät meriajokaskasvustot ovat kukin yhden tai muutaman kasvin klooneja eivätkä juuri kykene levittäytymään uusille alueille. Kasvullisesta lisääntymisestä johtuen meriajokaskasvustot koostuvat pääosin muutaman kasviyksilön klooneista, mikä geneettisen vaihtelun puutteen vuoksi tekee ne haavoittuviksi äkillisille ympäristömuutoksille. Tuhoutuneen meriajokaskasvuston korvautuminen on Suomen rannikolla hidasta, sillä vain kasvullisesti lisääntymällä meriajokas ei kykene tehokkaasti kolonisoimaan kauempana sijaitsevia alueita. (Reusch ym. 2011). Ilmastonmuutoksen myötä mahdollisesti kasvavan sadannan seurauksena Itämeren suolapitoisuus saattaa laskea entisestään, mikä vaikeuttaisi vielä lisää meriajokkaan kasvua ja lisääntymistä. Rehevöityminen on merkittävä uhkatekijä jo nyt, mutta ilmastonmuutoksen myötä mahdollisesti kasvavan sadannan ja valunnan takia se on paheneva uhka meriajokasniityille myös tulevaisuudessa.

Ranta-alueiden ja laivaväyliä rakentamisen yhteydessä tehtävät ruoppaukset ja läjitykset samentavat vettä ja lisäävät rehevöitymistä aiheuttamalla jo sedimentoituneiden ravinteiden päättymistä takaisin veteen (Ympäristöministeriö 2004).

Merihiekan- ja merisoranotto voi suoraan hävittää meriajokaskasvustoja, mutta maa-aineksia otetaan yleensä syvempää. Myös veden samentuminen voi olla meriajokkaan kannalta haitallista, mutta hiekan ja soranoton yhteydessä samentuminen on yleensä tilapäistä, mikäli alueella ei esiinny kovia virtauksia (Ympäristöministeriö 1987).

Myös muut paikalliset uhkatekijät kuten öljypäästöt voivat vaurioittaa tai hävittää meriajokasniittyjä. Merellä tapahtuvien öljyonnettomuuksien mahdollisuus kasvaa jatkuvasti meriliikenteen lisääntyessä.

Keskeiset ominaispiirteet luonnontilaisella kohteella (tavoitetila)

Rakenne: Koskematon (luonnontilainen) ja puhdas hiekkapohja, tiheät (300–1000 versoa/m²) ja laajat (1–10 ha) meriajokaskasvustot. Hyvä veden laatu ja kirkasta vettä ilmentävä korkea näkösyvyys.

Toiminta: Meriajokaskasvustojen ja muiden putkilokasvien hyväkuntoisuus. Kasvillisuutta varjostavien rihmalevien vähäisyys tai puuttuminen. Elinvoimaiset ja monimuotoiset pohjaeläinten, lehtifaunan ja kalojen muodostamat yhteisöt.

Levinneisyys

Lounaiset merialueet Ahvenanmaalla, Saaristomerellä sekä Suomenlahdella (kuva 1).

Pohjoisella Itämerellä meriajokkaan levinneisyyttä rajoittaa veden matala suolapitoisuus ja sopivan kasvualustan määrä sekä suojaisilla alueilla myös kasvilajien välinen kilpailu. Suomen rannikolla sitä kasvaa pohjoisimmillaan Rauman tienoilla ja idässä Sipooseen asti. Lounais-Suomessa ja Ahvenanmaalla meriajokas on yleinen sille sopivilla kasvupaikoilla eli avoimien rantojen matalilla hiekkapohjilla.

Pinta-ala

Koko maa: alle 3 000 ha, arvio melko luotettava

Lajimallinnuksella (Downie ym. 2013) on meriajokkaalle sopivan alueen pinta-alksi arvioitu Saaristomerellä 1 500–3 000 ha. Ahvenanmaa ja Suomenlahti mukaan lukien meriajokkaalle sopiva alue on vähintään 3 000 ha (Boström ym. 2013, tekeillä). Tästä mallinnetusta pinta-alasta todennäköisesti kuitenkin vain osalla esiintyy varsinaisia meriajokasniittyjä. Vedenalaisen meriluonnon monimuotoisuuden inventointiohjelman (VELMU) ja muiden vedenalaista luontoa selvittävien hankkeiden myötä tiedot meriajokasniittyjen esiintymisestä tulevat tarkentumaan.

Yhteydet hallinnollisiin luokitteluihin

Luonnonsuojelulain luontotyytit (29 §): ei vastaavuutta

Metsälain erityisen tärkeät elinympäristöt (10 §): ei vastaavuutta

Vesilain suojaamat pienvesityypit (15a ja 17a §): ei vastaavuutta

Luontodirektiivin luontotyytit: Sisältyy osittain luontodirektiivin luontotyypeihin *vedenalaiset hiekkäsärkät* (1110), *laajat matalat lahdet* (1160) ja *harjusaaret* (1610).



Kuva 1. Tunnetut meriajokkaan esiintymät Suomessa (Christoffer Boström, Åbo Akademi, kirj. tiedonanto 5.6.2012). Pohjakartta © Maanmittauslaitos lupa nro 7/MML/12.

Suojelutilanne

Kootussa meriajokasesiintymien aineistossa, johon kuva 1 perustuu, esiintymistä on 37,5 % ainakin osittain luonnonsuojelualueilla. 61,4 % esiintymistä on ainakin osittain luonnonsuojelualueilla tai Natura 2000 -alueilla. Koska kaikki esiintymät eivät välttämättä ole meriajokasniityiksi laskettavia, suojeleusuu- det ovat suuntaa-antavia.

Hoito- ja ennallistamistarve

Hoito- ja ennallistamistarve koko maassa: ei tiedossa

Meriajokasniittyjen hoito- ja ennallistamistarpeesta ei ole kokonaiskuvaa. Meriajokaskasvustojen palautusta alueille, joilta ne ovat hävinneet, on tutkittu ainakin Pohjois-Amerikassa, Skagerrakin alueella ja Itämerellä. Ruotsissa on tällä hetkellä käynnissä useita tutkimuksia, jotka keskittyvät meriajokasniittyjen palauttamiseen. Palautuskokeissa meriajokasta on lisätty sekä siemenistä että kasvullisesti versoja juurruttamalla. Pohjoisella Itämerellä meriajokas lisääntyy lähinnä kasvullisesti, joten pohjoisiin kasvuoloihin sopeutuneiden kantojen siemeniä ei ole saatavilla. Siirtoistutusten onnistumisprosentti on vaihdellut eri tutkimuksissa ja siirretyn kasviryhmän koon ja tiheyden on havaittu vaikuttavan kasvien selviämiseen siten, että suuremmat laikut selviävät ensimmäisen talvikauden yli todennäköisemmin kuin pienet. Restaurointi on kuitenkin sukeltaen tehtävää käsityötä ja siten työlästä ja kallista. Tehokkain keino edistää kasvustojen hyvinvointia ovat esiintymien koskemattomuutta edistävät ja vedenlaatuun vaikuttavat toimenpiteet kuten vesiliikenne- ja ankkurointirajoitukset, väyläreittien suunnittelu, ruoppaus- ja läjitysalueiden määrittely ja suojelualueiden muodostaminen. (Worm ja Reusch 2000; Salo ym. 2009)

Meriajokasniittyjen ennallistamistarvetta olisi varmasti laajemminkin, mutta ainakin toistaiseksi merkittävien kustannusten ja tulosten epävarmuuden takia esimerkiksi siirtoistutuksia kannattanee tehdä sellaisilla kohteilla, joissa ihmistoimet ovat pahoin hävittäneet kasvillisuutta, mutta kasvuympäristö on muutoin lajille suotuisa. Tärkeintä olisi varmistaa olemassa olevien kasvustojen säilyminen ja palautuminen luontaisesti olosuhteiden parantumisen myötä. Siirtoistutuksiin ja kasvustojen palauttamiseen liittyviä menetelmiä kannattaa kuitenkin edelleen kehittää.

Suojelutilanteen parantaminen

Ehdotus keinoiksi suojelutilanteen parantamiseksi: Lisääminen vesilain nojalla turvattavaksi luontotyypiksi.

Vaikka rehevöityminen on meriajokasniittyjen keskeinen uhka, heikosti palautuvat ja joillakin kohteilla mahdollisesti täysin palautumattomat kasvustot tulisi turvata niitä heikentävältä tai hävittävältä toiminnalta. Vesilain 2 luvun 11 §:n mukainen luontotyyppin luonnontilaisuuden vaarantamisen kieltäminen olisi keskeinen keino meriajokasniittyjen turvaamisessa.

Yhteydet lajisuojeluun

Meriajokas ja sen yleisenä seuralaislajina esiintyvä merihapsikka (*Ruppia maritima*) on arvioitu silmäläpidettäväksi (NT) lajeiksi (Rassi ym. 2010). Kalojen ja selkärangattomien kokonaislajimäärä meriajokaskasvustoissa on huomattavan korkea verrattuna kasvittomiin hiekkapohjiin (Boström ja Bonsdorff 1997, 2000; Boström ym. 2002), mutta mahdollisesti taantuneiden lajien osuutta ei tiedonpuutteen vuoksi voida arvioida ja Suomessa valtaosa meriselkärangattomista on jätetty uhanalaisuusarviointien ulkopuolelle. Suomessa meriajokasniityillä esiintyy eteläisellä Itämerellä uhanalainen rantauposkuoriainen (*Macropilea mutica*), joka on kuitenkin Suomessa ja Ruotsissa arvioitu elinvoimaiseksi (LC) (Gustafsson ja Boström 2009).

Biologinen kuvaus

Meriajokkaan muodostamia kasvustoja esiintyy pohjoisella Itämerellä pääasiassa 1–8 metrin syvyydessä hiekkavaltaisilla pohjilla suhteellisen avoimilla paikoilla (Boström 2001; Boström ym. 2002, 2004). Meriajokkaan kasvusyvytyden alarajaa säätelee valon määrä (Backman ja Barilotti 1979; Krause-Jensen ym. 2008) ja ylärajaa fyysiset tekijät kuten aallokko ja/tai matalilla alueilla jääerosio. Meriajokas muodostaa pohjasedimentissä suikertavan juurakon, jonka nivelistä nousevan verson lehdet ovat pitkät (20–110 cm) ja kapeat (2–4 mm). Versotiheys vaihtelee Suomessa välillä 50–1 000 versoa/m² ja pienten kasvustojen halkaisija on Ahvenanmaan saaristossa tyypillisesti alle 20 metrin luokkaa (Boström ja Bonsdorff 1997), mutta laajoissa hiekkapoukamissa kasvustot voivat olla kooltaan 10–20 ha (Boström ym. 2003). Meriajokkaan esiintymistä rajoittavat pääasiassa meriveden suolapitoisuus ja sopiva kasvualusta. Suolapitoisuuden alarajana voidaan pitää noin viittä promillea. Muualla Itämeressä ja valtamerissä meriajokas kasvaa myös muilla pehmeillä pohjilla, mutta pohjoisella Itämerellä sitä esiintyy vain hiekkavaltaisilla pohjilla (Boström ym. 2003).

Meriajokasvaltaisilla pohjilla esiintyy yleisesti myös muita putkilokasveja, esimerkiksi merihapsikkaa ja kiertohapsikkaa (*Ruppia cirrhosa*), hauroja (*Zannichellia major* ja *Z. palustris*), hapsi- ja ahvenvitaa (*Potamogeton pectinatus* ja *P. perfoliatus*), tähkä-ärviää (*Myriophyllum spicatum*) sekä näkinpartaisia (*Tolypella nidifica* ja *Chara aspera*) (Granlund 1999; Boström ja Bonsdorff 2000). Hiekkapohjilla pieniin kiviin kiinnittyneenä voi kasvaa esimerkiksi jousilevää (*Chorda filum*) ja kivien tai kasvien päällä on usein rihmamaisia ruskoleviä (*Ectocarpus siliculosus* ja *Pilayella littoralis*) (Oulasvirta ja Leinikki 1995; Granlund 1999).

Meriajokaskasvustot stabiloivat pohjasedimenttiä ja tarjoavat elinympäristön suurelle joukolle selkärangattomia eläimiä, jotka eivät tule toimeen kasvittomilla hiekkapohjilla (Boström ja Bonsdorff 1997, 2000; Boström ym. 2002). Yleisiä sedimentissä eläviä detritusta eli kuollutta orgaanista ainesta syöviä selkärangattomia ovat harvasukasmadot (Oligochaeta), monisukasmadot (mm. *Hediste diversicolor*), liejukatka (*Corophium volutator*) ja liejusimpukka (*Macoma balthica*). Myös meriajokkaan lehdillä ja niiden seassa elää monilajinen eläinyhteisö, joka koostuu yleensä seuraavista eläinlajeista tai -lajiryhmistä: idänsydänsimpukka (*Cerastoderma glaucum*), pikkusydänsimpukka (*Parvicardium hauniense*), sukkulakotilot (*Hydrobia* spp.), leväkatkat (*Gammarus* spp.), leväsiirat (*Idotea* spp.), neulat (*Syngnathus typhle*, *Nerophis ophidion*), merietanat (*Embletonia pallida*, *Limapontia capitata*) ja kaspianpolyyppi (*Cordylophora caspia*) (Boström ja Bonsdorff 1997, 2000; Boström ym. 2002). Kuten muukin vesikasvillisuus, myös meriajokaskasvustot toimivat myös kalojen kutualueina ja tärkeinä poikasvaiheen elinympäristöinä (Heck ym. 2003).

LIITE 2/13

Näkinpartaisniityt

Määritelmä

Näkinpartaisniityt ovat vedenalaisia näkinpartaisleviä (*Charales*) kasvavia niittyjä pehmeillä pohjilla. Näkinpartaiskasvustot katsotaan niityiksi, kun kasvillisuuden peittävyys on vähintään 10 % ja näkinpartaisten osuus juurtuneiden kasvien peittävydestä tai biomassasta on vähintään 50 %. Näkinpartaisniityt ovat usein sekakasvustoja, joissa voi olla useita eri näkinpartaislajeja sekä putkilokasveja kuten erilaisia vitoja (*Potamogeton* spp.).

Uhanalaisuus

Näkinpartaisniityt on arvioitu Suomessa erittäin uhanalaiseksi (EN). Alueellinen uhanalaisuusarvio on pystytty antamaan vain Merenkurkun näkinpartaisniityille (VU) ja muilla alueilla luontotyyppi on katsottu puutteellisesti tunnetuksi (DD). Koska tarkempaa tietoa näkinpartaisniittyjen määrästä ja laadusta löytyy vain rajatuilta alueilta, arvio perustuu lähinnä Itämeren rehevöitymisestä johtuviin elinympäristön muutoksiin. (Mäkinen ym. 2008) Joillakin alueilla on myös dokumentoitu näkinpartaisten jyrkkä vähentyminen (Munsterhjelm 2005; Schubert ja Blindow 2003).

	Koko maa	Suomen-lahti	Ahvenanmaa ja Saaristomeri	Selkämeri	Merenkurkku	Perämeri
Näkinpartaisniityt	EN	DD	DD	DD	VU	DD

Vastuuluontotyyppi: Vastaa Suomen vastuuluontotyyppiä *näkinpartaisniityt* (Raunio ym. 2008).

Uhanalaistumisen syyt

Rehevöityminen, umpeenkasvu, maankohoaminen, rantalaidunnuksen väheneminen, ranta- ja vesistö-rakentaminen.

Rehevöitymisen ja maankohoamisen myötä nopeutunut ruovikoituminen eli järviruo'on (*Phragmites australis*) aiheuttama rantojen umpeenkasvu on vienyt näkinpartaisilta sopivia elinympäristöjä. Useimpien näkinpartaisten suosimat matalat rannanläheiset vesialueet ovat herkkiä kasvamaan umpeen järviruo'on levitessä tehokkaasti juurakkonsa avulla. Myös aiemmin ranta-alueita auki pitänyt karjan laidunnus on vähentynyt huomattavasti viimeisen 50 vuoden aikana, mikä on osaltaan nopeuttanut umpeenkasvua ja ruovikoitumista (Luther ja Munsterhjelm 1983). Maankohoamisen lisäksi ranta-alueita on myös kuivattu viljelymaaksi, mikä on johtanut näkinpartaisten ja muiden vesikasvien häviämiseen (Koistinen 2003).

Myös muut rehevöitymisen vaikutukset ovat heikentäneet näkinpartaisten kasvumahdollisuuksia. Veden samentuessa valon määrä pohjalla vähenee ja lisääntyvä sedimentaatio tukahduttaa vesikasveja ja aiheuttaa hiekkapohjien liettymistä. Myös yksivuotisten rihmalevien määrän lisääntyminen tukahduttaa muita vesikasveja sekä levien kasvaessa suoraan vesikasvien päällä että irtonaisten rihmalevien muodostaessa pohjalla ajelehtivia lauttoja, jotka hajotessaan kuluttavat vedestä hapen. (Koistinen ja Munsterhjelm 2001)

Ranta- ja vesistö-rakentaminen kuten kesämökkit ja niihin liittyvät laiturit ja veneväylät ovat myös osaltaan vaikuttaneet näkinpartaisiin. Haja-asutuksen jätevedet ovat lisänneet rehevöitymistä ja vesirakentaminen on vaikuttanut näkinpartaisten kasvupaikkoihin. Myös vesiliikenteellä ja siihen liittyvillä ylläpitävillä toimenpiteillä kuten ruoppauksilla ja ruoppausmassojen läjityksillä on ollut haitallisia vaikutuksia näkinpartaisniittyihin. Näkinpartaisten tyypillinen kasvupaikka matalilla ranta-alueilla asettaa ne alttiiksi potkurivirroille ja veneväyliä varten tehtäville ruoppauksille. Kasvillisuuden suoran tuhoutumisen lisäksi vesiliikenne ja ruoppaukset samentavat vettä ja lisäävät rehevöitymistä aiheuttamalla jo sedimentoituneiden ravinteiden päätymistä takaisin veteen (Eriksson ym. 2004; Ympäristöministeriö 2004). Fladat ja kluuvit eli maankohoamisen myötä merestä vähitellen irti kuroutuvat ja jo kuroutuneet merenlahdet ovat tyypillisiä näkinpartaisten kasvupaikkoja. Ne ovat kuitenkin herkkiä virtausominaisuuksien muutoksille ja vesiliikenteen edistämiseksi tehtävät ruoppaukset voivat nopeastikin johtaa lahtien tyypillisten ominaispiirteiden muuttumiseen ja sen myötä näkinpartaisten häviämiseen jopa yhden kasvukauden aikana (Munsterhjelm 1997).

Uhkatekijät

Rehevöityminen, rantojen umpeenkasvu, ranta- ja vesistöarakentaminen, ruoppaukset ja läjitykset, vesiliikenne ja ankkurointi, vesiliikenteen kasvuun liittyvät riskitekijät kuten mahdolliset öljyonnettomuudet.

Näkinpartaisniittyihin kohdistuvat uhkat ovat pitkälti samoja kuin niiden uhanalaistumista aiheuttaneet syyt. Rehevöitymiskehityksen jatkuminen yhdistettynä rantojen umpeenkasvuun, ruoppauksiin sekä rantojen ja rannanläheisten vesistöjen kasvaviin käyttöpaineisiin uhkaavat näkinpartaisniittyjä tulevaisuudessakin. Oman lisänsä uhkiin tuovat potentiaalisesti tuhoisat satunnaistapaukset kuten öljyonnettomuudet, joiden riski Itämerellä kasvaa jatkuvasti laivaliikenteen lisääntyessä.

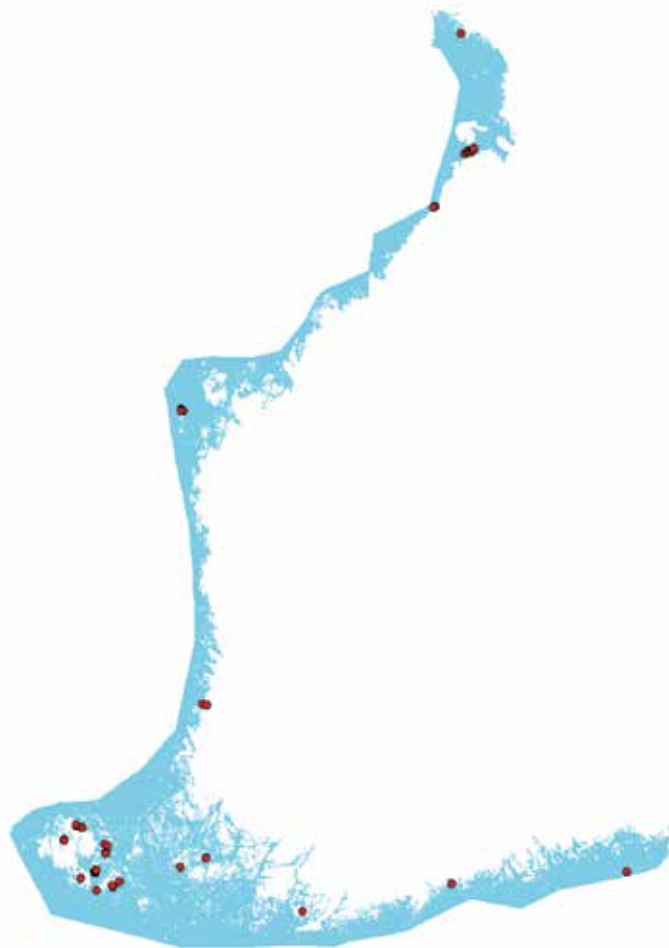
Keskeiset ominaispiirteet luonnontilaisella kohteella (tavoitetila)

Rakenne: Laajat ja tiheät näkinpartaiskasvustot, hyvä veden laatu ja kirkasta vettä ilmentävä korkea näkösyvyys.

Toiminta: Näkinpartaiskasvustojen ja muiden kasvien hyväkuntoisuus. Kasvillisuutta varjostavien rihtmalevien vähäisyys tai puuttuminen. Elinvoimaiset ja monimuotoiset selkärangattomien ja lehtifaunan muodostamat yhteisöt.

Levinneisyys

Näkinpartaisniittyjä esiintyy olosuhteiltaan sopivissa paikoissa koko Suomen rannikolla (kuva 1). Tarkempia tietoja esiintymistä on kuitenkin vain muutamilta alueilta. Monet näkinpartaislajit ovat harvinaisia, mutta toiset melko yleisiä. Euroopassa näkinpartaisniittyjä esiintyy melko yleisesti, enimmäkseen ravinneköyhässä, kalkkipitoisessa makeassa vedessä. Ainakin koko Itämeren alueella ja erityisesti Baltian ja Ruotsin rannikolla esiintyy vastaavaa luontotyyppiä.



Kuva 1. Vedenalaisinventoinneissa tunnistettujen mahdollisten näkinpartaisniittyjen esiintyminen. Kartan esiintymäpisteet ovat useiden eri hankkeissa tutkimuspisteitä, joilla jokin näkinpartaislaji on ollut vallitseva laji. Näkinpartaisniittyjen esiintyminen tunnetaan heikosti ja aineisto kattaa vain osan todellisista esiintymistä. (Jouni Leinikki, Alleco Oy, kirj. tiedonanto 23.4.2012). Pohjakartta © Maanmittauslaitos lupa nro 7/MML/12.

Pinta-ala

Koko maa: 3 000–20 000 ha, arvio epävarma

Näkinpartaisniittyjen esiintymistä ja pinta-alasta ei ole olemassa kattavaa tietoa. Eri hankkeissa kootussa aineistossa, johon kuva 1 perustuu, on tunnistettu noin 300 mahdollista näkinpartaisniittyesiintymää, joista yli puolet on Ahvenanmaan rannikolta, mutta aineisto ei ole kattava eikä esiintymien laajuutta ole arvioitu. Vedenalaisen meriluonnon monimuotoisuuden inventointiohjelman (VELMU) ja muiden vedenalaista luontoa selvittävien hankkeiden myötä tiedot näkinpartaisniittyjen esiintymisestä tulevat tarkentumaan. Luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnin Itämeri-asiantuntijaryhmässä on arvioitu, että luontotyyppiä esiintyisi Suomen merialueella 3 000–20 000 ha. Arvio perustuu ryhmän asiantuntijoiden näkemykseen näkinpartaisniittyjen koosta sekä arvioon luontotyyppien esiintymien yleisyydestä.

Yhteydet hallinnollisiin luokitteluihin

Luonnonsuojelulain luontotyyppit (29 §): ei vastaavuutta

Metsälain erityisen tärkeät elinympäristöt (10 §): ei vastaavuutta

Vesilain suojaamat pienvesityypit (2 luku 11 §): Sisältyy osittain vesilain luontotyyppiin *luonnontilainen enintään kymmenen hehtaarin suuruinen flada tai kluuvijärvi*. Näkinpartaisniittyjä esiintyy erityisesti fladoissa, mutta myös kluuveissa.

Luontodirektiivin luontotyyppit: Sisältyy osittain luontodirektiivin luontotyyppeihin *vedenalaiset hiekkäsärkät* (1110), *rannikon laguunit* (1150), *laajat matalat lahdet* (1160) ja *kapeat murtovesilahdet* (1650).

Suojelutilanne

Näkinpartaisniittyaineiston, johon kuvan 1 kartta perustuu, esiintymistä on ainakin osittain luonnonsuojelualueilla 0,7 %. Luonnonsuojelualueilla tai Natura 2000 -alueilla niistä on 14,5 %. Koska aineisto on hyvin puutteellinen, lukuihin sisältyy paljon epävarmuutta ja ne ovat korkeintaan suuntaa-antavia. Osa näkinpartaisniityistä tulee turvattua vesilain 2 luvun 11 §:n nojalla, koska niitä esiintyy myös korkeintaan kymmenen hehtaarin fladoissa.

Hoito- ja ennallistamistarve

Hoito- ja ennallistamistarve koko maassa: ei tiedossa

Näkinpartaisniittyjen hoito- ja ennallistamistarpeesta ei ole kokonaiskuvaa. Luontotyyppien hoitamiseksi tai ennallistamiseksi ei ole Suomessa tehty erityisiä toimenpiteitä. Yleensä näkinpartaisten elinympäristöön vaikuttavia kunnostuksia on tehty lintujärvien kunnostamiseksi tai kalataloudellisina kunnostuksina eikä niiden vaikutuksia näkinpartaisiin ole juurikaan tutkittu.

Suojelutilanteen parantaminen

Ehdotus keinoiksi suojelutilanteen parantamiseksi: Lisääminen vesilain nojalla turvattavaksi luontotyyppiksi.

Vaikka rehevöityminen on näkinpartaisniittyjen keskeinen uhka, muutoksille herkäät kasvustot tulisi turvata kattavammin myös fyysisessä ympäristössä tapahtuvilta toimilta. Näkinpartaisniittyjä esiintyy vesilain nojalla turvatuissa korkeintaan kymmenen hehtaarin fladoissa, mikä turvaa osan esiintymistä. Näkinpartaisniittyjen luonnontilaisuuden vaarantamisen kieltäminen vesilain nojalla tehostaisi merkittävästi näkinpartaisniittyjen turvaamista. Vesilain lupa- ja ilmoitusmenettely säätelee mm. ruoppauksia ja maa-aineksen ottoa merialueilta, jotka molemmat uhkaavat myös näkinpartaisniittyjä.

Yhteydet lajisuojeluun

Useat näkinpartaislajit on arvioitu Suomessa uhanalaisiksi tai silmälläpidettäviksi. Merialueella esiintyvistä lajeista piikkinäkinparta (*Chara horrida*) on arvioitu erittäin uhanalaiseksi (EN), kalvassiloparta (*Nitella hyalina*), silonäkinparta (*Chara braunii*) ja tähtimukulaparta (*Nitellopsis obtusa*) vaarantuneiksi (VU) sekä tummasiloparta (*Nitella batrachosperma* eli *Nitella confervaceae*) silmälläpidettäväksi (NT). (Rassi ym. 2010) Kalvassiloparta, piikkinäkinparta, silonäkinparta, tummasiloparta ja tähtimukulaparta ovat luonnonsuojeluasetuksen uhanalaisia lajeja.

Vuonna 2013 julkaistavassa HELCOM Red List –uhanalaisuustarkastelussa on Suomessa esiintyvistä näkinpartaislajeista arvioitu vaarantuneeksi (VU) kalvassiloparta ja silonäkinparta sekä silmälläpidettäväksi (NT) piikkinäkinparta. Kuten kansallinenkin arviointi, myös HELCOM Red List on tehty IUCN-kriteerien mukaan. Arviointiin on otettu mukaan vain Itämeren alueella pääasiassa murtovedessä

esiintyvät tai mereiset lajit, joten tummasiloparta ja tähtimukulaparta on jätetty arvioinnin ulkopuolelle. (HELCOM 2013)

Biologinen kuvaus

Näkinpartaisniityt ovat usein sekakasvustoja, joissa voi olla useita eri näkinpartaislajeja sekä putkilokasveja kuten erilaisia vitoja (*Potamogeton* spp.). Avoimilla matalilla hiekkarannoilla näkinpartaisniityn muodostaa tavallisimmin mukulanäkinparta (*Chara aspera*), jonka joukossa esiintyy harvakseltaan muita lajeja kuten itämerennäkinpartaa (*Chara baltica*), karvanäkinpartaa (*Chara canescens*) ja merisykeröpartaa (*Tolypella nidifica*). Mukulanäkinparran muodostamat pienialaiset niityt lienevät kaikkein tavallisimpia ja yleisimpiä näkinpartaisniittyjä koko rannikolla. Suojaisemmissa lahdenpoukamissa ja fladoissa tavataan itämerennäkinparran muodostamia yhteisöjä. Kaikkein suojaisimmissa kasvupaikoissa löytyvät punanäkinparran (*Chara tomentosa*) muodostamat laajat niityt, joita useimmiten tavataan eri kehitysasteen fladoissa. Harvinaisempia niittyjen muodostajia ovat hapranäkinparta (*Chara globularis*), piikkinäkinparta ja tähtimukulaparta. Pohjoisempana Perämeren pohjilla näkinpartaisniityillä tavataan mukulanäkinparran lisäksi makeanveden ja vähäsuolaisen murtoveden lajeja, kuten hapranäkinpartaa ja sironäkinpartaa (*Chara virgata*) sekä lisäksi silopartalajeja (*Nitella* spp.) kuten järvisilopartaa (*Nitella flexilis*) ja hauensilopartaa (*Nitella opaca*). Silopartalajit jäävät kuitenkin murtovedessä yleensä steriileiksi, joten niitä ei voi varmuudella erottaa toisistaan. (Mäkinen ym. 2008)

Näkinpartaiskasvustoilla on suuri ekologinen merkitys. Tiheät kasvustot sitovat paljon ravinteita ja niiden seassa esiintyy paljon makroskooppisia selkärangattomia eläimiä ja kalanpoikasia.

Itämeren vedenalaiset harjut

Määritelmä

Luontotyyppiin luetaan merialueella esiintyvien harjujen ja reunamuodostumien vedenalaiset osat. Harjut ovat syntyneet jäätikön sulamisvesien kuljettamista verraten hyvin lajittuneesta hiekka-, sora- ja kiviaineksesta. Varsinaisten harjujen lisäksi luontotyyppiin lasketaan kuuluviksi myös jäätikön reuna-
muodostumat kuten Salpausselät niiltä osin kun merenpohjan maa-aines on lajittunutta.

Luontotyyppi rajataan pääasiassa merenpohjan maa-aineksen ja geomorfologian mukaan. Maa-ainekseltaan vedenalaiset harjumuodostumat ovat enimmäkseen lajittunutta hiekkaa ja soraa, joiden seassa voi olla suurempiakin kiviä. Harjuselänteet ovat usein ainakin avoimilla rannikkoalueilla rantavoimien matalaksi ja laakeaksi muotoilemia. Suojaisessa sisäsaaristossa ne voivat olla paremmin säilyneitä. Luontotyypin arvo on lähinnä geomorfologisessa ja biologisessa kokonaisuudessa, ei pelkästään kasvillisuudessa.

Uhanalaisuus

Vedenalaisia harjuja ei arvioitu luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnissa omana tyyppinään. Osa vedenalaisista harjuista kuuluu vaarantuneiksi (VU) arvioituihin Itämeren harjusaariin, koska niihin sisältyvät myös saarien vedenalaiset osat (Kekäläinen ym. 2008). Uhanalaisiksi arvioituista Itämeren vedenalaisista luontotyypeistä vedenalaisten harjujen yhteydessä esiintyy erittäin uhanalaisiksi arvioituja (EN) meriajokasniittyjä sekä vaarantuneiksi (VU) arvioituja uposkasvivaltaisia pohjia ja näkinpartaisniittyjä. (Mäkinen ym. 2008)

Vastuuluontotyyppi: Sisältyy osittain vastuuluontotyyppiin *Itämeren harjusaaret* (Raunio ym. 2008).

Uhanalaistumisen syyt

Merihiekan- ja soranotto, vesiliikenne, laivaväylät ja ankkurointi, ruoppaus ja läjitys, rehevöityminen.

Vaikka harjumuodostumien määrä on säilynyt lähes ennallaan, on ihmistoiminta vaikuttanut niiden luonnontilaan. Itämeren rehevöityminen on vähentänyt veden näkösyvyyttä ja lisännyt rihmalevien määrää ja pohjan liettymistä, mikä heikentää harjujen vedenalaisen osan laatua vähentämällä pohjaan pääsevän valon määrää ja tukkimalla sorapohjan huokosrakenteen.

Hiekan- ja soranotto merenpohjasta on vaikuttanut vedenalaisiin harjuihin muuttamalla pohjan topografiaa pysyvästi. Pohjakasvillisuuden ja pohjaeläinyhteisön palautumisen nopeus ja taso riippuvat pohja-aineksen noston jälkeen vallitsevista pohjan muodoista ja jäljelle jääneen pohja-aineksen koostumuksesta ja vakaudesta (International Council for...2009). Merenpohjaa fyysisesti muokkaavat toimenpiteet aiheuttavat myös veden samentumista ja lisäävät rehevöitymistä pohjan ravinteiden päätyessä vesipatsaaseen. Joissain tapauksissa ainakin aikaisemmin vedenalaisen maa-ainesten oton vaikutukset saattoivat ulottua rannoille saakka. (Ympäristöministeriö 1987; Helsingin sanomat 28.9.1977; Storberg ja Helminen 1978)

Veneily ja siihen liittyvät satamat, väylät ja ankkurointipaikat aiheuttavat merenpohjan hiekan liikumista ja pohjan likaantumista. Vesiliikenteen kasvavan määrän on todettu vähentävän vesikasvillisuuden monipuolisuutta ja määrää, mikä johtuu pääasiassa potkurivirtojen aikaansaamasta veden samentumisesta ja sedimentin resuspension rehevöitymistä lisäävästä vaikutuksesta (Eriksson ym. 2004). Ankkuroinnilla on puolestaan suora pohjakasvillisuutta tuhoava vaikutus ja vaikka yksittäisen veneen ankkuroinnin vaikutus on pieni, voivat yhteisvaikutukset olla suuret esimerkiksi suosituissa luonnon-satamissa (Oulasvirta ja Leinikki 2003). Myös vesiliikenteen edistämiseen liittyvät toimenpiteet kuten väylien ruoppaaminen ja ruoppausmassojen läjitys voivat aiheuttaa esim. meriajokkaan häviämistä mikäli ne tapahtuvat suoraan kasvuston kohdalla tai välillisesti niiden aiheuttaman veden samentumisen ja rehevöitymisen lisääntymisen seurauksena. (Eriksson 2004; Ympäristöministeriö 2004)

Luontodirektiivin luontotyypin *harjusaarten* suojelutason on arvioitu olevan ”epäsuotuisa–riittämätön”. Rakenteen ja toiminnan kehityssuunnaksi on arvioitu ”heikentynyt”. (Ympäristöhallinto 2009)

Uhkatekijät

Rehevöityminen, merihiekan- ja soranotto, vesiliikenne ja ankkurointi, ruoppaus ja läjitys.

Vedenalaisia harjujen uhkatekijät ovat samat kuin uhanalaisuuden syyt (kuvattu tarkemmin yllä).

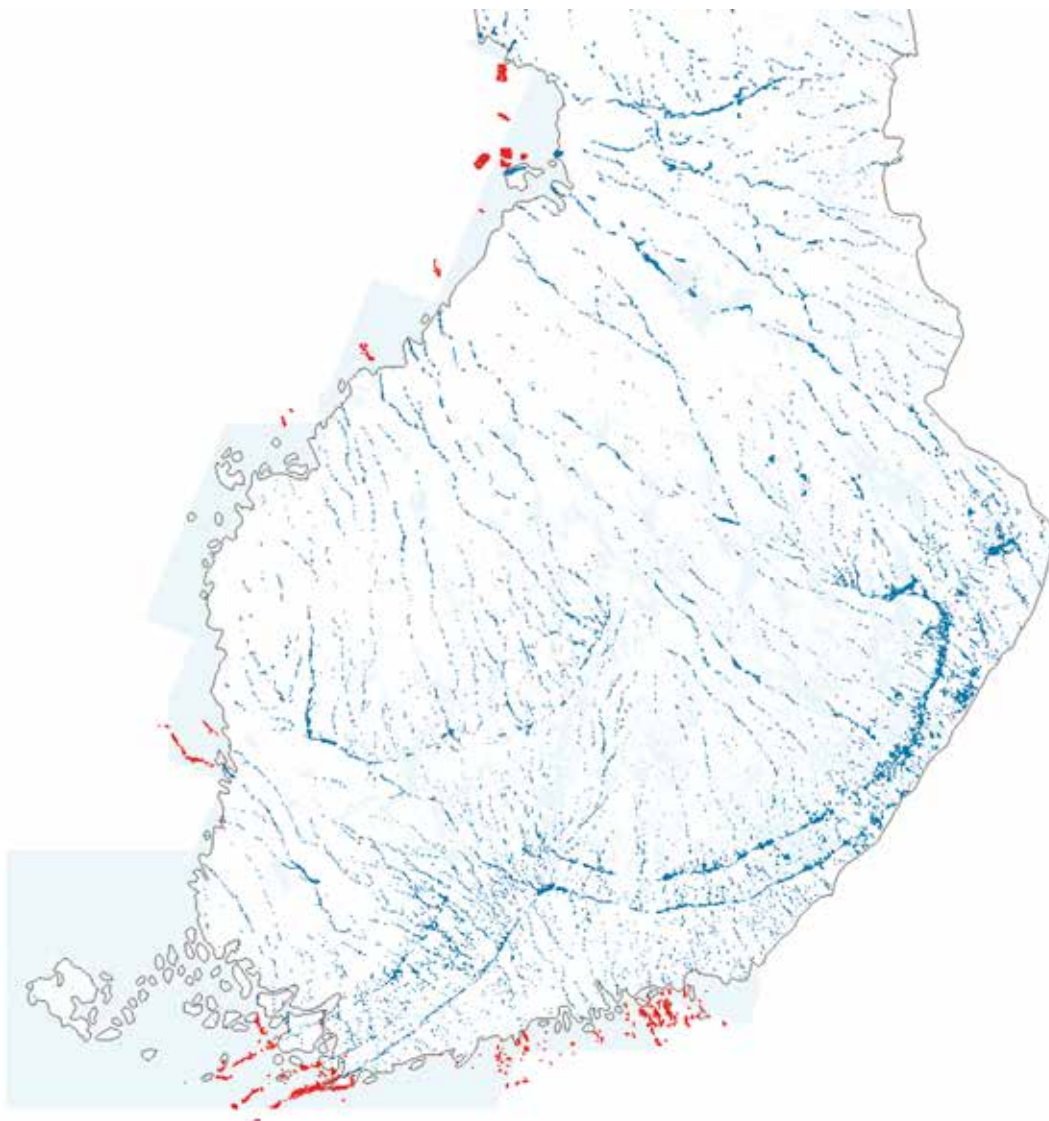
Keskeiset ominaispiirteet luonnontilaisella kohteella (tavoitetila)

Rakenne: Veden puhtaus, suuri näkösyvyys, hiekka- ja sorapohjien lajiston esiintyminen, runsaiden rihmaleväkasvustojen puuttuminen.

Toiminta: Maankohoamisesta johtuva luontainen sukkessiokehitys.

Levinneisyys

Suomen rannikolla luontotyyppiin kuuluvia vedenalaisia harjumuodostumia ovat esimerkiksi itäisellä Suomenlahdella Kotkan ja Pyhtään edustalla sijaitsevat Pitkäviiri ja Kaunissaari. Myös lännempänä Porvoon ja Pernajan edustalla on vedenalaisia harjuja. Läntisellä Suomenlahdella harjumuodostumia esiintyy etenkin Hankoniemen ympäristössä ja pienempiä harjumuodostumia edustavat Kallahden niemen vedenalaiset osat Helsingissä. Saaristomerellä sijaitsevan Salpausselän jatkeen tunnetuimpia harjusaaria on ulkomeren Jurmo. Länsirannikolla esiintymiä ovat muun muassa Revelin harju Porin pohjoispuolella ja pohjoisempänä Hailuodon seutu. Esiintymien painopiste on Suomenlahdella ja Saaristomerellä, Merenkurkusta harjusaaret puuttunevat. Kooltaan kohteet vaihtelevat alle hehtaarista useisiin neliökilometreihin (Anu Kaskela ja Aarno Kotilainen, Geologian tutkimuskeskus, kirj. tiedonanto 2.7.2012; Ympäristöhallinto 2009).



Kuva 1. Vedenalaiset hiekka- ja soramuodostumat (punaisella) GTK:n aineistossa, kun Suomen merialueesta on inventoitu 12 %. Vedenalaiset hiekka- ja soramuodostumat © Geologian tutkimuskeskus. Pohjakartta © Maanmittauslaitos lupa nro 7/MML/12.

Pinta-ala

Koko maa: Alle 200 000 ha, arvio luotettava

Kun Suomen merialueista on Geologian tutkimuskeskuksen (GTK) kartoituksissa inventoitu 12 %, on vedenalaisia hiekka- ja soramuodostumia löytynyt 30 800 hehtaaria (Anu Kaskela ja Aarno Kotilainen, Geologian tutkimuskeskus, kirj. tiedonanto 2.7.2012). Näistä osa, arviolta 80 %, on tässä esitetyn määritelmän mukaisia vedenalaisia harjumuodostumia (Aarno Kotilainen, Geologian tutkimuskeskus, kirj. tiedonanto 31.10.2012). GTK tekee tarkoituksellista kartoitusta, ja kartoitukset ovat usein kohdistuneet suojelualueille tai alueille, joissa on raaka-aineita (merisoraa tai -hiekkaa) (Anu Kaskela ja Aarno Kotilainen, Geologian tutkimuskeskus, kirj. tiedonanto 2.7.2012). 200 000 ha on pinta-ala-arvio, jos hiekka- ja soramuodostumia löytyisi muiltakin alueilta samassa suhteessa kuin tähän mennessä on löytynyt. Todennäköisesti luontotyyppiä on selvästi vähemmän. GTK:n aineistossa kohteiden keskikoko on 27,5 hehtaaria ja mediaani 3,1 hehtaaria.

Yhteydet hallinnollisiin luokitteluihin

Luonnonsuojelulain luontotyypit (29 §): ei vastaavuutta

Metsälain erityisen tärkeät elinympäristöt (10 §): ei vastaavuutta

Vesilain suojaamat pienvesityypit (2 luku 11 §): ei vastaavuutta

Luontodirektiivin luontotyypit: Vastaa osittain EU:n luontodirektiivin luontotyyppiä *harjusaaret* (1610), mutta luontodirektiivin harjusaariin lasketaan mukaan myös maanpäälliset osat. Harjumuodostumien yhteydessä voi esiintyä myös luontodirektiivin luontotyyppiä *vedenalaiset hiekkasärkät* (1110), *Itämeren hiekkarannat* (1640) ja *kivikkorannat* (1220).

Suojelutilanne

GTK:n tähän mennessä kartoittamista vedenalaisista hiekka- ja soramuodostumista 15 % on luonnonsuojelualueilla. Luonnonsuojelualueilla tai Natura 2000 -alueilla on 41 %. Koska GTK:n kartoitukset ovat jossain määrin painottuneet mm. luonnonsuojelualueille (Anu Kaskela ja Aarno Kotilainen, Geologian tutkimuskeskus, kirj. tiedonanto 2.7.2012), on luontotyypin todellinen suojeluosuus todennäköisesti pienempi.

Hoito- ja ennallistamistarve

Hoito- ja ennallistamistarve koko maassa: vähäinen

Vedenalaisia harjumuodostumia ei voida varsinaisesti ennallistaa, joten tärkeintä olisi estää olemassa olevien alueiden tuhoutuminen tai laadullinen heikentyminen ja turvata luonnontilaisen rakenteen ja toiminnan edellytykset esimerkiksi veden laatua parantamalla.

Suojelutilanteen parantaminen

Ehdotus keinoiksi suojelutilanteen parantamiseksi: Lisääminen vesilain nojalla turvattavaksi luontotyyppiä.

Maa-ainesten ottaminen vesialueelta edellyttää vesilain mukaista lupaa kotitarveottoa lukuun ottamatta (vesilaki 3 luku 3 §). Vedenalaisten harjujen turvaaminen tehostuisi, jos ne olisivat suojeltava luontotyyppi vesilain 2 luvun 11 §:ssä, jolloin poikkeuslupan myöntäminen edellyttäisi harkintaa luontotyypin suojelutavoitteiden vaarantumisesta.

Yhteydet lajisuojeluun

Hiekkapohjilla esiintyvät meriajokas (*Zostera marina*) ja merihapsikka (*Ruppia maritima*) on arvioitu Suomen lajien uhanalaisuustarkastelussa silmälläpidettäväksi (NT). Erittäin uhanalaiseksi (EN) arvioitu, rauhoitettu ja erityisesti suojeltava upossarpio (*Alisma wahlenbergii*) esiintyy Perämeren itärannikolla matalilla muta-, lieju- ja hiekkapohjilla. Upossarpio on lisäksi luontodirektiivin liitteiden II ja IV laji. Silmälläpidettäväksi (NT) arvioidut vellamonsammal (*Fissidens fontanus*) ja ahdinsammal (*Rhynchostegium riparioides* eli *Platyhypnidium riparioides*) esiintyvät Perämerellä myös harjumuodostumiin kuuluvilla sorapohjilla (Rassi ym. 2010; Yliniva ja Keskinen 2010). Merialueella avointen rantojen läheiset sorapohjat ovat vaarantuneeksi (VU) arvioidulle karisiialle (*Coregonus lavaretus* f. *widegreni*) tärkeitä kutu- ja poikasalueita.

Biologinen kuvaus

Luontotyypin vedenalainen kasvillisuus koostuu lähinnä putkilokasveista ja yksivuotisista rihmaleivistä. Satunnaisesti esiintyvillä kivillä on myös monivuotisten makrolevien esiintyminen mahdollista.

Avoimilla ulkomeren alueilla olevat harjualueet ovat kuitenkin usein liian syviä kasveille tai jos ne ovat matalia, ne ovat liian alttiita aallokelle eikä monivuotista kasvillisuutta pääse kehittymään. Matalilla ja suojaisilla alueilla vedenalaiset harjut muodostavat monimuotoisia hiekkapohjien eliöyhteisöjä. (Airaksinen ja Karttunen 2001)

Vedenalaisten harjujen eliöstöön vaikuttavat merenpohjan maa-aineksen lisäksi myös murtovesi ja maankohoaminen. Hiekka- ja sorapohjilla esiintyvät eliöyhteisöt limittyvät usein keskenään vaihdellen syvyyden ja veden suolapitoisuuden mukaan. Läntisen Suomenlahden ja Saaristomeren alueella hiekkapohjille tyypillisiä ovat meriajokaskasvustot, joita esiintyy vain suolapitoisuudeltaan tarpeeksi korkeilla alueilla. Muita monilajisia uposkasviyhteisöjä esiintyy hiekan lisäksi myös sorapohjilla ja ainakin Pohjanlahden hiekka- ja sorapohjilla esiintyy myös vesisammalyhteisöjä. Meriajokaskasvustot ovat usein seka- kasvustoja, joissa muita lajeja ovat esimerkiksi hapsivita (*Potamogeton pectinatus*), merivita (*Potamogeton filiformis*), ahvenvita (*Potamogeton perfoliatus*) ja kiertohapsikka (*Ruppia cirrhosa*). (Boström 2001) Muilla uposkasvivaltaisilla hiekka- ja sorapohjilla esiintyy vitojen (*Potamogeton* spp.) ja hapsikoiden (*Ruppia* spp.) lisäksi myös hauvoja (*Zannichellia* spp.) ja ärviöitä (*Myriophyllum* spp.). Vesisammalyhteisöjen lajeista suurin osa kuuluu *Fontinalis*-sukuun, mutta myös harvinaisempia lajeja kuten vellamonsammalta ja ahdinsammalta esiintyy etenkin Perämeren pohjukassa (Koponen ym. 1995; Yliniva ja Keskinen 2010).

Hiekka- ja sorapohjilla esiintyy myös monipuolisia selkärangattomien yhteisöjä sekä kasveilla että pohjasedimentissä. Kasvillisuudella ja sen seassa tavattaviin selkärangattomiin kuuluvat muun muassa pikkusyvänsimpukka (*Parvicardium hauniense*), sukkulakotilot (*Hydrobia* spp.), leväkatkat (*Gammarus* spp.), leväsiirat (*Idotea* spp.), neulakalat (*Syngnathus typhle*, *Nerophis ophidion*), merietanat (*Embletonia pallida*, *Limapontia capitata*) ja kaspianpolyyyppi (*Cordylophora caspia*). Hiekka- ja sorapohjilla ja niiden sisässä puolestaan esiintyvät muun muassa hietasimpukka (*Mya arenaria*), idänsyvänsimpukka (*Cerastoderma glaucum*), hietakatka (*Bathyporeia pilosa*) sekä erilaiset monisukasmadot kuten liejusukasjalkainen (*Harmothoe sarsi*) ja merisukasjalkainen (*Nereis diversicolor*) (Boström 2001; Boström ja Bonsdorff 1997, 2000; Boström ym. 2002).

Vaikka kasvillisuus lisää selkärangattomien lajimäärää (Heck ym. 2003) myös aallokelle avointen rantojen hiekka- ja sorapohjat, joilla kasvillisuus ei menesty, ovat ekologisesti tärkeitä. Monipuolinen pohjaeläinyhteisö tarjoaa ravintoa kalanpoikasille ja muun muassa vaarantunut (VU) karisiika kutee rannanläheisille 0,5–4 m syvyydellä sijaitseville huokoisille sorapohjille, ja rantavyöhyke 0,5 m syvyydeltä rantaviivaan asti on vastakuoriutuneille siianpoikasille tärkeä elinympäristö (Lari Veneranta, Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, kirj. tiedonanto 16.10.2012). Harjumuodostumien hiekka- ja sorapohjat ovat tärkeitä poikasalueita myös muille kalalajeille kuten kampelalle (*Platichthys flesus*) ja piikkikampelalle (*Psetta maxima*) (Florin ym. 2009).

LIITE 3. Arvioita lakisääteisesti suojeltaviksi ehdotettavien uusien luontotyyppien pinta-aloista ja maankäytöstä

Taulukkoon on koottu arvioita lakisääteisesti suojeltaviksi ehdotettavien uusien luontotyyppien pinta-aloista, esiintymien koosta, omistussuhteista, nykyisestä maankäytöstä ja sen rajoituksista. Suojelluiksi kohteiksi on luettu pääsääntöisesti luonnonsuojelulain nojalla suojellut alueet ja suojeluohjelmien kohteet. Pinta-alan arvioissa on mukana myös Ahvenanmaa, jolla on oma lainsäädäntönsä. Ahvenanmaan mukanaolo nostaa lähinnä meriajokasniittyjen ja näkinpartaisniittyjen pinta-ala-arvioita. Pinta-ala-arvioihin liittyy aina myös asiantuntija-arviota.

Laki, johon ehdotetaan lisättäväksi	Luontotyyppi	Esiintymän yleisin kokoluokka	Pinta-alan suuruusluokka	Pinta-ala-arvion pääasiallinen tietolähde	Nykyinen ja potentiaalinen maankäyttö	Tärkeimmät nykyiset maankäyttörajoitukset ja turvaamiskeinot	Yksityinen/ valtion omistus	Lisätiedot
Luonnonsuojelulaki 29 §	Ultraemäksisen maapohjan metsät	alle 5 ha	200–500 ha	asiantuntija-arvio Geologian tutkimuskeskuksen kallioperätietojen pohjalta, Metsähallituksen kuviotiedot	metsätalous (osin kitumaata), potentiaalia kaivannaistointintaan	METSO-elinympäristö	Lapissa pääosin valtio, muualla pääosin yksityinen	
	Tulvametsät (Etelä-Suomi)	alle 5 ha	2 000–5 000 ha	epävarma asiantuntija-arvio	metsätalous (tulvahaittoja)	osin sisältyy metsälain 10 §:n reheviin lehtolajikuihin, METSO-elinympäristö, osin metsäsertifioinnissa huomioitava	pääosin yksityinen	suojelua ehdotetaan suunnilleen linjan Pello–Rovaniemi–Ranua–Taivalkoski eteläpuolelle
	Kalkkikalliot	alle 2 ha, Etelä-Suomessa alle 1 ha	400–1 000 ha	Suomen ympäristökeskus, Geologian tutkimuskeskuksen kallioperäkartat	potentiaalia kaivannaistointintaan, Etelä-Suomessa myös rakentamiseen	METSO-elinympäristö, erityisesti suojeltavien lajien elinympäristöjen rajaaminen	Lapissa pääosin valtio, muualla pääosin yksityinen	
	Serpentiinikalliot	alle 2 ha	50–350 ha	Suomen ympäristökeskus, Geologian tutkimuskeskuksen kallioperäkartat	potentiaalia kaivannaistointintaan	METSO-elinympäristö, erityisesti suojeltavien lajien elinympäristöjen rajaaminen	Lapissa pääosin valtio, muualla pääosin yksityinen	
	Borealiset tunturikankaat	alle 20 ha	300–600 ha	Metsähallituksen kuviotiedot	porotalous, retkeily, potentiaalia matkailurakentamiseen		pääosin valtio	
	Tunturien rehevät lehdot ja niityt	alle 5 ha	400 ha	Metsähallituksen kuviotiedot	porotalous	erämaa-alueiden maankäyttörajoitukset	pääosin valtio	valtaosa suojelemattomasta alasta valtion erämaa-alueilla; erityishuomio tarpeen myös suojele- ja erämaa-alueilla
	Lapinvuokkokaat	alle 10 ha	500 ha	Metsähallituksen kuviotiedot	porotalous, retkeily	erämaa-alueiden maankäyttörajoitukset	valtio	valtaosa suojelemattomasta alasta valtion erämaa-alueilla; erityishuomio tarpeen myös suojele- ja erämaa-alueilla
			Yht. noin 4 000–9 000 ha					

Laki, johon ehdotetaan lisättäväksi	Luontotyyppi	Esiintymän yleisin kokoluokka	Pinta-alan suuruusluokka	Pinta-ala-arvion pääasiallinen tietolähde	Nykyinen ja potentiaalinen maankäyttö	Tärkeimmät nykyiset maankäyttörajoitukset ja turvaamiskeinot	Yksityinen/valtion omistus	Lisätiedot
Metsälaki 10 §	Aitokorvet	alle 5 ha	noin 135 000 ha	Metsäntutkimuslaitos (VMI)	metsätalous	METSO-elinympäristö, valtionmaiden metsänhoitosuositukset, osin metsäsertifoinnissa huomioitava	pääosin yksityinen	
	Nevakorvet	alle 5 ha	70 000–80 000 ha	Metsäntutkimuslaitos (VMI)	metsätalous (osin kitu- ja joutomaata)	METSO-elinympäristö, valtionmaiden metsänhoitosuositukset, osin metsäsertifoinnissa huomioitava, erämaa-alueet metsätalouden toiminnan ulkopuolella	pääosin yksityinen	
	Harjumetsien valorinteet	alle 1 ha	noin 17 000 ha	epävarma asiantuntija-arvio, Metsähallituksen kuviotiedot	metsätalous, soranotto	METSO-elinympäristö, osin metsäsertifoinnissa huomioitava, valtionmaiden metsänhoitosuositukset	pääosin yksityinen	tavoitteena ominaispiirteitä tukevat hoito- ja käyttötoimenpiteet
	Dyynimetsät	kymmeniä ha	noin 40 000 ha	asiantuntija-arvio tuuli- ja rantakerrostumien inventoinnin pohjalta	metsätalous, porotalous, hiekanotto, maastoajo, rannikkodyyneillä virkistysalueisiin liittyvä rakentaminen	osin METSO-elinympäristö	Lapissa pääosin valtio, muualla pääosin yksityinen	tavoitteena ominaispiirteitä tukevat hoito- ja käyttötoimenpiteet
	Karukkokankaat	alle 10 ha	20 000–30 000 ha	Metsäntutkimuslaitos (VMI), Metsähallituksen kuviotiedot	metsätalous (osin kitumaata), porotalous	erämaa-alueet metsätalouden toiminnan ulkopuolella	oletettavasti pääosin valtio	
			Yht. noin 280 000–300 000 ha					
Vesilaki 2 luku II §	Merijokasniityt	alle 5 ha	alle 1 200 ha	mallinnus tutkimushankkeessa	vesiliikenne ja ankkurointi, potentiaalia merihiekan ottoon, ruoppauksiin ja läjitykseen		oletettavasti pääosin yksityisiä vesialueita	
	Näkinpartaisniityt	alle 10 ha	3 000–20 000 ha	asiantuntija-arvio näkinpartaisniityjen kokonaisuudrasta vedenalaisen luonnon inventointien perusteella, suojellusta osuudesta ei ole tarkempaa tietoa	vesiliikenne ja ankkurointi, rantarakentamiseen liittyvä virkistyskäyttö	vesilain 2 luvun 11 § turvaa esiintymät enintään 10 ha:n fiadoissa ja kluuveissa	oletettavasti pääosin yksityisiä vesialueita	
	Vedenalaiset harjut	alle 20 ha	selvästi alle 170 000 ha	arvio Geologian tutkimuskeskuksen merialuekartoitusten perusteella	vesiliikenne ja ankkurointi, potentiaalia merihiekan ottoon		pääosin valtion vesialueita	pinta-ala pienenee, jos luontotyyppiin määritelmää tarkennetaan esim. topografian tai lajiston perusteella
			Yht. alle 200 000 ha					

LIITE 4. Kooste kehittämisehdotuksista

Luontotyyppien ottaminen huomioon suunnittelussa ja päätöksenteossa

- Luontotyyppien säilyttämiseksi ja niiden tilan parantamiseksi kehitetään nykyistä laajempi keinovalikoima. Lisätään uhanalaisten luontotyyppien painoarvoa maankäytön suunnittelussa ja hankkeiden vaikutusarvioinnissa sekä niiden ottamista huomioon lupamenettelyissä. Selvitetään muuttamiskiellon säätämistä tietyille laaja-alaisille luontotyypeille kuten suoyhdistymille. Kehitetään myös vapaaehtoisen suojelun muotoja.
- Kehitetään maisematason suunnittelujärjestelmiä laaja-alaisen luontotyyppien ja niiden muodostamien toiminnallisten kokonaisuuksien säilyttämiseksi ja palauttamiseksi muun muassa vihreän infrastruktuurin hankkeissa.
- Kehitetään luontotyyppien paikkatietojen kokoamista sähköisiin järjestelmiin ja parannetaan tietojen saatavuutta ja yhteiskäyttöisyyttä.
- Uhanalaiset luontotyypit sisällytetään luonnonsuojelulakiin vastaavasti kuin uhanalaiset lajit, ja luettelo niistä liitetään luonnonsuojeluasetukseen. Uhanalaisten luontotyyppien esiintymät selvitetään maankäytön suunnittelussa ja hankkeiden vaikutusarvioinnissa ja ne otetaan nykyistä paremmin huomioon hankkeiden lupaharkinnassa ja toteutuksessa.
- Luonnonsuojeluasetuksen uhanalaisten luontotyyppien luettelo laaditaan luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnin tulosten pohjalta. Luettelon kokoamisessa otetaan huomioon tiettyjä luontotyyppisiä koskevat erityispiirteet, kuten luontotyyppin määrällisen ja laadullisen kehityksen huomattava ristiriita. Esimerkiksi ihmisen toiminnan vuoksi runsastuneella, mutta laadullisesti uhanalaisella luontotyyppillä luetteluun sisältyisivät vain luontotyyppin luonnontilaiset tai luonnontilaisen kaltaiset esiintymät.

Luonnonsuojelulain 29 §:n luontotyyppien määritelmien ja rajausten tarkistaminen

Jalopuumetsiköt

- Väljennetään jalopuumetsiköiden pienimpien (yleensä alle 1 ha) esiintymien rajaamista siten, että rajaukseen otetaan mukaan jalopuiden koko- ja määräkriteerit täyttävän suppean ydinalueen lisäksi myös reuna-alueita, jos siinä kasvaa jalopuiden taimia tai vesoja. Näin voidaan paremmin turvata jalopuiden uudistuminen ja pienilmaston säilyminen. Rajausten laajentaminen on tarpeen erityisesti seuduilla, joilla jalopuumetsiköitä on vähän.

Pähkinäpensaslehdot

- Poistetaan pähkinäpensaslehtojen määritelmästä vaatimus, että metsätyyppin on oltava lehtoa. Metsä voi olla myös kangasmetsää (yleensä lehtomaista tai tuoretta kangasta), mikäli pähkinäpensaaseen liittyvät määrä- ja kokokriteerit täyttyvät. Luontotyyppin nimi pitäisi muuttaa esimerkiksi muotoon "pähkinäpensaikot".

Tervaleppäkorvet

- Nykyistä luonnonsuojelulain "tervaleppäkorven" määritelmää laajennetaan siten, että se käsittää kaikki tervaleppäluhtien alatyypit, tervaleppäkorvet sekä ainakin osan kosteista ja tuoreista tervaleppälehdöistä.
- Tervaleppä esiintymisen määrävaatimuksista tingitään etenkin rajattavien alueiden reunoilla, ja myös nuoret sukkessiovaiheet otetaan rajauksessa huomioon. Kriteerit täyttävällä kohteella sallitaan kohtuullinen ihmisvaikutus (yksittäiset ojat, hakkuut, laidunnus).

Hiekkarannat

- Hoidetut ja ihmisen toiminnan laajentamat sekä säännösteltyjen vesistöjen rannoilla sijaitsevat hiekkarannat tulkitaan luonnontilaiseen verrattavaksi luonnonsuojelulain 29 §:n luontotyyppiä, mikäli hiekkarannan ominaispiirteet ovat säilyneet. Luonnontilaisuuden tulkinnassa olennaista on luontotyyppin ominaispiirteiden säilyminen tai palautuminen eikä pelkästään se, kohdistuuko luontotyyppin esiintymään nyt tai onko siihen kohdistunut aiemmin ihmisen toimintaa. Luonnontilaisuuden tulkintaa yhdenmukaistaisi muihin luontotyyppisiin nähden, jos luontotyyppin nimi "luonnontilaiset hiekkarannat" muutettaisiin muotoon "hiekkarannat".
- Edistetään hiekkarantojen ja hiekkadyynien hoitoa, joka estää rehevöitymistä ja umpeenkasvua.

- Luonnonsuojeluasetuksesta poistetaan viittaus hiekkarannalle tyypilliseen eliölajistoon, jolloin hiekkarannan määrittämiseen riittäisi, että kyseessä on luonnontilainen tai luonnontilaiseen verrattava hiekkaranta, joka on riittävän laaja, jotta sille on muodostunut sulkeutumaton hiekkarannan kasvillisuutta. Hiekkarantoja elinympäristönään käyttävän lajiston turvaaminen tulee nähdä yleisenä perusteena hiekkarantojen säilyttämiselle luonnonsuojelulain luontotyyppinä, mutta kyseisen lajiston läsnäolon osoittaminen jokaisella rajatulla kohteella ei ole tarpeen.
- Tuodaan selvästi esiin, että luonnonsuojelulain luontotyyppien inventointiohjeessa mainitut hiekkarannan vähimmäismitat ovat suuntaa-antavia kuten ohjeessa todetaan. Esimerkiksi rantapalteen jakama hiekkaranta voi olla lain tarkoittama luontotyyppikohteeksi, vaikka sen vähäkasvinen osa jäisi viittä metriä kapeammaksi. Suuntaa-antava vähimmäisleveys voisi olla 3–5 m ja antaa mahdollisuuden harkintaan, jossa otetaan huomioon hiekkarannan ominaispiirteet, lajisto ja myös hiekkarantojen yleisyys seudulla.

Merenrantaniityt

- Merenrantaniittyjen rajauksiin voidaan ottaa mukaan myös umpeenkasvun vuoksi korkeakasvuisiksi muuttunutta niittyä, vaikka sen ala ylittäisi matalakasvuisten ydinalueen alan, mikäli rajauksesta muodostuu tällöin toimivampi ja hoidon järjestämisen kannalta parempi kokonaisuus.
- Parannetaan mahdollisuuksia hoitaa perinnebiotooppeja luonnonsuojelulain 29 §:n nojalla rajatuilla alueilla.

Hiekkadyynit

- Hiekkadyyniin luetaan sisältyväksi koko avoimien ja vähäpuustoisten dyynien sukkessiosarja, vaikka sen sisään jäisi pensaikkaisia tai puustoisia kohtia tai vesilampareita, joiden takana avoin tai vähäpuustoinen dyynialue vielä jatkuu.
- Hoidetut (esim. puustoa poistettu) hiekkadyynit tulkitaan luonnontilaiseen verrattavaksi luonnonsuojelulain 29 §:n luontotyyppiksi, mikäli hiekkadyynin ominaispiirteet ovat säilyneet. Hiekkadyynien hoitoa edistetään.

Katajakedot

- Suojelluksi luontotyyppiksi määritellään katajaketojen sijaan kaikki kedot. Muutos parantaa säädöksen vaikuttavuutta kohdistamalla suojelua luonnon monimuotoisuuden ja uhanalaisuuden kannalta merkittävämille ketotyypeille.
- Parannetaan mahdollisuuksia hoitaa perinnebiotooppeja luonnonsuojelulain 29 §:n nojalla rajatuilla alueilla.

Luonnontilaisuuden määrittely

- Tuodaan selvemmin esiin, että myös luonnontilaiseen verrattavat esiintymät täyttävät luonnonsuojelulain 29 §:n luontotyyppien kriteerit. Painotetaan ”luonnontilaiseen verrattavan” ja ”luontaisesti syntyneen” esiintymän tulkinnassa luontotyyppin ominaispiirteiden säilymistä ja palautumista eikä pelkästään sitä, onko esiintymään kohdistunut ihmisen toimintaa.
- Myös äskettäin hoidettuja luontotyyppikohteita luetaan luonnontilaiseen verrattaviksi, mikäli luontotyyppin ominaispiirteet ovat säilyneet.

Rantaluontotyyppien rajaaminen maankohoamisrannikolla

- Tuodaan selvemmin esiin, että maankohoamisrannikolla merenrannan luontotyyppikohteiden rajaukset ulotetaan maankohoamisen ennakoimiseksi riittävän kauas veteen. Rajauksen leveys riippuu rannan ja sen vedenalaisen osan topografiasta sekä maankohoamisen nopeudesta.

Luontotyyppien hoidon järjestäminen

- Kehitetään maanomistajia kannustava rahoitusinstrumentti luonnonsuojelulain 29 §:n luontotyyppikohteiden hoitamista varten vastaavalla tavalla kuin METSO-ohjelmassa. Rahoitusinstrumentin tulisi soveltua kaikille hoitoa tarvitseville luontotyypeille sekä myös yksityismaiden luonnonsuojelualueille ja erityisesti suojeltavien lajien esiintymille.
- Suunnitellaan ja toteutetaan metsäisten luontotyyppien hoitoa metsäsuunnittelun yhteydessä yhteistyössä metsäviranomaisen kanssa. Samalla varmistetaan, etteivät lähiympäristön käsittelyt vaaranna luontotyyppin ominaispiirteiden säilymistä.
- Selvitetään hoitoa tarvitsevat luonnonsuojelulain 29 §:n luontotyyppien esiintymät ELY-keskuksittain ja toteutetaan hoitotoimet yhteistyössä maanomistajien kanssa.
- Tuotetaan ohjeistusta luontotyyppien hoidosta etenkin uudentyyppisiä hoitokohteita kuten hiekkarantoja ja -dyynejä varten.
- Etsitään keinoja järjestää rajatun luontotyyppikohteen kunnostaminen ja hoito luonnon monimuotoisuuden säilyttämiseksi myös niissä tapauksissa, joissa maanomistaja ei osallistu hoitoon.

Luontotyyppirajausten ulkopuolella tehtävien toimien vaikutukset

- Selvennetään tulkintaa, ettei luontotyyppien ominaispiirteitä saa vaarantaa rajauksen ulkopuolisil-lakaan toimilla. Kehitetään eri viranomaisten menettelytapoja ja yhteistyötä siten, että tämä säännös toteutuu.
- Luontotyyppien rajaamisen yleisperiaatteeksi otetaan toiminnallisen ekologisen kokonaisuuden rajaaminen. Käytännössä tämä merkitsee esimerkiksi maaston muotojen ja vesitalouden nykyistä parempaa huomioon ottamista rajauspäätöksissä.

Luontotyyppisuojelelun kustannustehokkuus

- Luontotyyppisuojelelun kustannustehokkuutta parannetaan eri keinoin, esimerkiksi parantamalla ohjeistusta ja eri viranomaisten välistä tiedonkulkua ja yhteistyötä sekä keskittämällä samantyyppis-ten asioiden käsittelyä. Suojelelun mahdollisuutta suoraan lain nojalla ilman rajauspäätöksiä voidaan harkita helpoimmin tunnistettavilla ja ympäristöstään rajautuvilla luontotyypeillä.
- Tietoja luontotyyppien esiintymistä ja niihin liittyvistä päätöksistä, poikkeusluvista, korvauksista, valituksista ja niiden ratkaisuksista hallinnoidaan nykyistä tehokkaammin ja tietojen saatavuutta pa-rannetaan, jotta yhteenvetojen tekeminen sekä mahdollisiin puutteisiin ja poikkeamiin reagoiminen helpottuu. Tämä koskee eri elinympäristöjen tietoja laajemmin, ei yksinomaan luonnonsuojelelain 29 §:n luontotyyppiä.
- Rajauspäätösten vaikuttavuutta lisätään ottamalla rajauksissa paremmin huomioon luontotyypp-ien toiminnalliset ekologiset kokonaisuudet, vähentämällä rajausalueiden ulkopuolisten toimien haitallisia vaikutuksia luontotyyppien ominaispiirteisiin sekä järjestämällä tarvittaessa luontotyypp-ialueiden hoito luontoarvojen säilyttämiseksi.

Luonnonsuojelelain suojeltaviksi luontotyypeiksi ehdotettavat uudet luontotyypit (LSL 29 §)

Ultraemäksisen maapohjan metsät

- Ultraemäksisen maapohjan metsät luetaan luonnonsuojelelain 29 §:n suojelluksi luontotyyppiksi. Välittömästi toistensa läheisyydessä sijaitsevat ultraemäksisen maapohjan metsät ja serpentiinikal-lioiden ja -soraikoiden esiintymät rajataan yhtenäisenä kokonaisuutena.
- Edistetään tiedon keruuta luontotyyppien esiintymistä. Selvitetään myös, ilmeneekö ultraemäksisen maapohjan vaikutus suokasvillisuudessa ja kausikosteikoissa, ja mikäli näillä on omia erityispiir-teitä, otetaan myös nämä luontotyypit mukaan suojeltavaan ekologiseen kokonaisuuteen.

Tulvametsät

- Tulvametsät luetaan luonnonsuojelelain 29 §:n suojelluksi luontotyyppiksi pohjoisborealisen met-säkasvillisuusvyöhykkeen eteläpuolella. Luontotyyppin on oltava tulvien synnyttämä, mutta ennal-listamismahdollisuuksien vuoksi puuston luonnontilaisuutta ei määritellä rajoittavaksi tekijäksi. Ohjeistetaan kuinka jokien meanderointi ja eroosio otetaan huomioon rajauspäätöksissä.
- Tulvametsiä aletaan suunnitelmallisesti palauttaa vesistöjen varsille vesitalous-, tulvasuojele- ja säännöstelyhankkeiden yhteydessä. Tulvametsien palauttamistarve otetaan huomioon myös ve-sipuidedirektiivin ja tulvadirektiivin toimeenpanossa. Tulvasuojelelussa pyritään luonnonmukaisiin ratkaisuihin, joissa tulvametsiä käytetään vesien pidättämiseen ja tulvahuippujen tasaamiseen.
- Tulvametsien ominaispiirteitä palautetaan tehostetusti METSO-ohjelmassa.
- Tietotason parantamiseksi tulvametsät otetaan jatkossa huomioon valtakunnan metsien inventoin-nissa sekä eri tarkoituksiin tehtävissä luontoselvityksissä.

Kalkkikalliot

- Kalkkikalliot ja vanhat kalkkilouhokset luetaan luonnonsuojelelain 29 §:n suojelluksi luontotyyppik-si. Rajauksiin sisällytetään ekologinen kokonaisuus, jonka kasvillisuudessa näkyy kalkkivaikutus.
- Koska kalkkikallioalueet ovat etenkin Etelä-Suomessa hyvin pieniä, varmistetaan, ettei rajausten ulkopuolinenkaan toiminta vaaranna kalkkikallioalueen ominaispiirteitä (vrt. luku 3.2.5). Turvat-tavia kohteita laajennetaan vapaaehtoisin keinoin esimerkiksi METSO-ohjelmassa.
- Umpeenkasvavia kalkkikallioalueita ja vanhoja kalkkilouhoksia hoidetaan kalkkilajisto huomioon ottaen.
- Käytöstä poistuvien kalkkilouhosten maisemoinnissa jätetään kalkkikalliopintoja, kalkkimaita ja sivukivialueita peittämättä.

Serpentiinikalliot

- Serpentiinikalliot ja -soraikot luetaan luonnonsuojelulain 29 §:n suojelluksi luontotyyppiä. Kohteita rajatta otetaan mukaan ekologinen kokonaisuus, jonka kasvillisuudessa näkyy serpentiinipitoisten kivilajien vaikutusta.
- Selvitetään tarkemmin eliölajiston riippuvuus eri ultraemäksisistä kivilajeista, jotta saadaan tarkempi kuva arvokkaiden kohteiden ominaispiirteistä, määrästä ja sijainnista.
- Selvitetään serpentiinikallioiden hoito- ja ennallistamistarvetta sekä tutkitaan tarvittaessa eri hoito- ja ennallistamismenetelmien vaikuttavuutta kasvillisuuteen.
- Käytöstä poistuvien vuolukivilouhosten jälkihoidossa ja maisemoinnissa säilytetään ultraemäksiseen alustaan sitoutuneiden lajien elinympäristöjä jättämällä serpentiinipitoisia paljaita kalliopinnoja, maanpintaa ja sivukivialueita peittämättä ja seurataan lajiston palautumista.

Boreaaliset tunturikankaat

- Boreaaliset tunturikankaat luetaan luonnonsuojelulain 29 §:n suojelluksi luontotyyppiä.
- Matkailun ja retkeilyn ohjaamisella luontotyyppiin kohdistuva kulutus minimoidaan. Kävijävirtojen aiheuttamaa kulumista vähennetään matkailu- ja retkeilyreittien suunnittelulla, rakenteilla ja opastuksella.

Tunturien rehevät lehdot ja niityt

- Tunturien rehevät lehdot ja niityt luetaan luonnonsuojelulain 29 §:n suojelluksi luontotyyppiä.
- Luontotyyppin esiintymät rajataan myös laajoilla erämaa- ja suojelualueilla, koska muutoin ne jäävät hyvin pienialaisina kohteina helposti huomiotta. Rajauspäätöksillä ohjataan mm. porojen maastoruokinnan sijoittamista ja maastoajoa näiden arvokkaiden kohteiden ulkopuolelle.

Lapinvuokkokankaat

- Lapinvuokkokankaat luetaan luonnonsuojelulain 29 §:n suojelluksi luontotyyppiä.
- Luontotyyppin esiintymät rajataan myös laajoilla erämaa- ja suojelualueilla, koska muutoin ne jäävät hyvin pienialaisina kohteina helposti huomiotta. Rajauspäätöksillä ohjataan mm. porojen maastoruokinnan sijoittamista näiden arvokkaiden kohteiden ulkopuolelle.

Metsälain 10 §:n erityisen tärkeiden elinympäristöjen määritelmien ja rajausten tarkistaminen

Rehevät korvet

- Metsälain 10 §:n rehevien korpien määritelmää tarkennetaan siten, että kaikki luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnin yhteydessä erotetut lehto- ja ruohokorpi-tyypit sisältyvät siihen. Lisäksi määritelmään lisätään ruohokangaskorvet.
- Turvattavan rehevän korven kuvioon luetaan mukaan kaikki siihen välittömästi rajoittuvat muut kangaskorvet.
- Reheviin korpiin sisällytetään niiden luonnontilaiset ja luonnontilaisen kaltaiset esiintymät pinta-alasta riippumatta.
- Lehto- ja lettokeskusten alueella sijaitsevat rehevät korvet otetaan mukaan metsälain 10 §:n elinympäristöihin ilman alueellisesti tiukempia kriteerejä.
- Rehevillä korvilla ei tehdä metsätaloustoimenpiteitä. Ominaispiirteiltään (esim. puustorakenne) myös jossain määrin muuttuneita kohteita tulkitaan metsälain elinympäristöksi.

Letot

- Metsälain 10 §:n lettojen määritelmää tarkennetaan siten, että varmistetaan lettonevojen ja lettonevarämeiden sisältyminen turvattavaan elinympäristöön avolettojen, koivulettojen, lettokorpien ja lettorämeiden ohella.
- Letot ja lettoiset suot määritetään erityisen tärkeäksi elinympäristöksi koko maassa.
- Lettoihin sisällytetään luonnontilaiset ja luonnontilaisen kaltaiset esiintymät niiden pinta-alasta riippumatta.
- Lehto- ja lettokeskusten alueella sijaitsevat letot otetaan mukaan metsälain 10 §:n elinympäristöihin ilman alueellisesti tiukempia kriteerejä.
- Ominaispiirteiltään (esim. puustorakenne) myös jossain määrin muuttuneita kohteita tulkitaan metsälain elinympäristöksi.
- Letoilla ei tehdä metsätaloustoimenpiteitä, jollei se ole perustelua hoitotoimenpiteenä umpeenkasvun ehkäisemiseksi.

Rehevät lehtolaikut

- Reheviin lehtolaikkuihin sisällytetään luonnontilaiset ja luonnontilaisen kaltaiset lehdot kohteiden pinta-alasta riippumatta, ja erityisen tärkeän elinympäristön nimeksi muutetaan ”rehevät lehtomet-siköt”.
- Lehto- ja lettokeskusten alueilla lehdot tulkitaan metsälain 10 §:n elinympäristöiksi ilman alueelli-sesti tiukempia kriteerejä.
- Luontotyyppin keskeiset ominaispiirteet turvataan ja tarvittaessa tehdään hoitotoimia. Yksittäi-siäkään järeitä tai lahoja puita tai tuulenskaatoja ei tule poistaa lehtokohteilta. Ainoastaan kuusen poistoa lehdon lehtipuuvaltauksen lisäämiseksi voidaan toteuttaa.

Jyrkänteet alusmetsineen

- Tehostetaan metsälain 10 §:n mukaisten kalliojyrkänteiden tunnistamista, luovutaan pienialaisuuden soveltamisesta ja varmistetaan, että jyrkänteen korkeuteen lasketaan mukaan kalliojyrkänteen maapeitteiset alueet ja porrastasanteet. Jyrkänteen vähimmäiskorkeuden alentaminen viiteen metriin turvaisi nykyistä kattavammin jyrkänteistä riippuvaisen uhanalaisen kalliolajiston elinympä-ristöjä, erityisesti meso-eutrofisia kalliojyrkänteitä.
- Rajauksiin otetaan mukaan kalliojyrkänekokonaisuus koko leveydeltään, ei vain tietyn korkeus-rajan ylittävä osuus kalliosta.
- Jyrkänteiden ja niiden alusmetsien määritelmästä poistetaan vaatimus muusta metsäympäristöstä poikkeavasta vaateliaasta kasvillisuudesta.
- Metsälain jyrkänteiden määritelmään sisällytetään kaikki suojaisat jyrkänteet riippumatta jyrkän-teen ilmansuunnasta. Muilla kuin varjon puolen jyrkänteillä suojaisan pienilmaston voivat luoda ympäröivä puusto tai jyrkännemuodot itsessään.
- Poimintahakkuita ei tehdä metsälain jyrkänteillä ja niiden alusmetsissä.

Vähäpuustoiset suot

- Selkiytetään metsälain 10 §:n vähäpuustoisten soiden määrittelyä siten, että siihen kuuluvat kaik-kien kasvupaikkatyyppien puuttomat ja puustoiset jouto- ja kitumaan suot (myös suursaraiset ja ruohoiset suot).
- Ainakin uhanalaisimmat ja monimuotoisuusvaikutuksiltaan merkittävimmät vähäpuustoisten soi-den alatyypit määritetään metsälain erityisen arvokkaaksi elinympäristöksi riippumatta kohteiden koosta ja alueellisesta yleisyydestä.
- Kaikkien suolinympäristöjen rajaamisessa otetaan huomioon tarve turvata vesitaloudellisia suo-kokonaisuuksia, koska vain näin voidaan varmistaa suolinympäristön ominaispiirteiden säily-minen.

Yleistä metsälain 10 §:n soveltamisesta:

- Myös ominaispiirteiltään jossain määrin heikentyneet kohteet luetaan metsälain erityisen tärkeiksi elinympäristöiksi luonnontilaisen kaltaisina kohteina.
- Erityisen tärkeät elinympäristöt jätetään pääsääntöisesti metsätaloustoimien ulkopuolelle. Elin-ympäristökohtaisesti harkitaan sallitut hoito- ja käyttötoimenpiteet, ja niissä pääpainon tulee olla elinympäristön turvaamista edistävillä hoito- ja /tai ennallistamistoimilla. Metsätalouden ympäris-tönhoidon periaatteita ja käytäntöjä tarkistetaan jatkuvasti uuden tutkimustiedon pohjalta.
- Ainakin useimmilla metsälain elinympäristöillä luovutaan vallitsevasta käytännöstä edellyttää metsälakikohteelta pienialaisuutta sekä soveltaa tavallista tiukempia metsälakikohteen valintakri-teerejä elinympäristön alueellisen yleisyyden perusteella. Tämä on tärkeää etenkin rehevien kor-pien, lettojen, rehevien lehtolaikkujen, pienvesien välittömien lähiympäristöjen sekä jyrkänteiden ja niiden alusmetsien monimuotoisuuden turvaamiseksi.
- Selvennetään puuttomien joutomaan elinympäristöjen määrittelyä erityisen tärkeiksi elinympäris-töiksi.
- Edistetään erityisen tärkeiden elinympäristöjen yhteismitallista tilastointia ja yhteenvetojen julkai-sua. Kehitetään METSO-tilastointia siten, että elinympäristökohtaista tietoa on saatavilla riittävällä tarkkuudella.

Metsälain erityisen tärkeiksi elinympäristöiksi ehdotettavat uudet luontotyypit (Metsäl 10 §)

Aitokorvet

- Aitokorvet luetaan metsälain erityisen tärkeäksi elinympäristöksi. Vesitalous huomioon ottaen turvataan riittävän laaja-alaisia kokonaisuuksia, ja myös kuvioon rajautuvat kangaskorvet rajataan mukaan turvattavaan kuvioon. Hyväksytään metsälain erityisen tärkeäksi elinympäristöksi myös ominaispiirteiltään heikentyneitä korpia, esimerkiksi kohteita, joilla on vanhoja ojituksia tai yksittäisiä oja, joilla ei ole merkittävää vaikutusta suon vesitalouteen, sekä puustoltaan luonnontilaisen kaltaisia kohteita, joilla on tehty poiminta- tai harvennushakkuuta. Metsätaloustoimilla ei heikennetä korven keskeisiä ominaispiirteitä (vesitalous, pienilmasto, puustorakenne).
- Edistetään laajempien korpikuvioiden (kaikki korpi- ja nevakorpityypit) ja hydrologisten suokokonaisuuksien turvaamista METSO-ohjelman keinoin sekä soidensuojelun täydennysohjelmassa.
- Metsätalouden suunnittelussa ja ohjeistuksessa kiinnitetään erityistä huomiota korprien turvaamiseen. Metsäsuunnittelussa kiinnitetään huomiota mahdollisuuksiin ennallistaa monimuotoisuuden turvaamisen kannalta arvokkaita korpikohteita (esimerkiksi METSO-luonnonhoidon lisääminen).

Nevakorvet

- Nevakorvet luetaan metsälain erityisen tärkeäksi elinympäristöksi. Vesitalous huomioon ottaen turvataan riittävän laaja-alaisia kokonaisuuksia, ja myös kuvioon rajautuvat kangaskorvet rajataan mukaan turvattavaan kuvioon. Hyväksytään metsälain erityisen tärkeäksi elinympäristöksi myös ominaispiirteiltään heikentyneitä nevakorpia, esimerkiksi kohteita, joilla on vanhoja ojituksia tai yksittäisiä oja, joilla ei ole merkittävää vaikutusta suon vesitalouteen, sekä puustoltaan luonnontilaisen kaltaisia kohteita, joilla on tehty poiminta- tai harvennushakkuuta. Metsätaloustoimilla ei heikennetä nevakorven keskeisiä ominaispiirteitä (vesitalous, pienilmasto, puustorakenne).
- Edistetään laajempien korpikuvioiden (kaikki korpi- ja nevakorpityypit) ja hydrologisten suokokonaisuuksien turvaamista METSO-ohjelman keinoin sekä soidensuojelun täydennysohjelmassa.
- Metsätalouden suunnittelussa ja ohjeistuksessa kiinnitetään erityistä huomiota korprien (ml. nevakorvet) turvaamiseen. Metsäsuunnittelussa kiinnitetään huomiota mahdollisuuksiin ennallistaa suojelullisesti arvokkaita korpikohteita (esimerkiksi METSO-luonnonhoidon lisääminen).

Harjumetsien valorinteet

- Harjumetsien valorinteet luetaan metsälain erityisen tärkeäksi elinympäristöksi. Kohteita hoidetaan niiden ominaispiirteet säilyttäen ja palauttaen. Luontotyypin avoimuutta ja paahteisuutta ylläpidetään ja lisätään talousmetsien luonnonhoidon keinoin, ja erityisesti lajistollisesti arvokkaiden valorinteiden paahdelajien menestyminen turvataan. Heikentyneiden kohteiden keskeiset ominaispiirteet palautetaan ennallistamalla ja hoidolla.
- Maa-aineslain mukaisia ottolupia ei myönnetä luontotyypin kohteille.
- Harjujen valorinteiden suojelua ja luonnonhoitoa tehostetaan METSO-ohjelmassa. Lajistollisesti arvokkaat valorinteet turvataan osana METSON harjujen paahdeympäristöjen suojelutavoitetta.

Dyynimetsät

- Dyynimetsät luetaan metsälain erityisen tärkeäksi elinympäristöksi. Kohteita hoidetaan niiden ominaispiirteet säilyttäen. Dyynimetsien avoimuutta ylläpidetään talousmetsien luonnonhoidon keinoin, ja erityisesti arvokkaiden paahderinteiden paahdelajien menestyminen turvataan. Luontotyypin geomorfologian eli ehjien dyynimuotojen säilyminen turvataan kaikissa toimenpiteissä.
- Maa-aineslain mukaisia ottolupia ei myönnetä luontotyypin kohteille.
- Luonnontilaisia tai luonnontilaisen kaltaisia dyynimetsiä turvataan nykyistä tehokkaammin METSO-ohjelman keinoin.
- Rakentamista ohjataan siten, että luontotyypin kohteet eivät tuhoudu tai niiden laatu ei heikenny.

Karukkokankaat (ks. ehdotukset otsikolla "Muiden lainsäädännön keinojen avulla turvattaviksi ehdotettavat luontotyypit")

Pienvesien turvaaminen eri lakien nojalla

Purot, norot, lammet ja lähteet

- Ohjataan pienvesien suojelua edistävien lakien (vesilaki, metsälaki, luonnonsuojelulaki, ympäristönsuojelulaki, maankäyttö- ja rakennuslaki, maa-ainelaki) soveltamista siten, että vesiluontotyypit otetaan huomioon kokonaisuutena (koko luontotyyppi esiintymä rantoineen ja lähiympäristöineen, luontotyyppikokonaisuuksien turvaaminen). Kiinnitetään erityistä huomiota myös ominaispiirteiltään heikentyneiden kohteiden turvaamiseen sekä maankäyttöön pienvesien lähiympäristössä. Väljennetään selvästi erottuvuuden vaatimusta. Siltä osin, kun tilanteen parantaminen ei onnistu pelkästään soveltamisohjeistuksella, tarkistetaan lainsäädäntöä.
- Tuotetaan ohjeistusta ja koulutusta pienvesiä koskevan lainsäädännön tulkinnoista ympäristö- ja metsäammattilaisille, metsänomistajille ja laajemmin kansalaisille.
- Yhtenäistetään ja tarkennetaan lainsäädännöllä turvattavien pienvesien luetteloita ja määritelmiä (purot, alle 1 ha lammet, tihkupintojen sisältyminen lähteisiin).
- Edistetään tutkimusta pienvesien eliöstön ja ominaispiirteiden turvaamisen vaikuttavuudesta ja tarkistetaan lainsäädäntöä uusien tietojen pohjalta.
- Edistetään pienvesien huomioon ottamista vesienhoitolain edellyttämässä vesienhoidon suunnittelussa ja toimenpideohjelmien toteutuksessa.

Fladat ja kluuvit

- Fladat ja kluuvijärvet ja niiden luonnontilaisuus määritellään tarkemmin sekä ohjeistetaan vesilain 2 luvun 11 §:n tulkintaa ja soveltamista. Määrittelyn ja lain soveltamisen tueksi ja yhtenäistämiseksi järjestetään koulutusta.
- Vesilain tarkoittamien fladojen ja kluuvijärvien esiintymiä selvitetään kattavasti ja tiedot kootaan paikkatietojärjestelmään. Tähän tarkoitukseen voisi sopia ympäristöhallinnon yhteiskäyttöinen SALTI-tietojärjestelmä, jos sen yhteiskäyttöisyyttä laajennetaan muihin alueidenkäytön ja -suunnittelun toimijoihin (kuten aluehallintovirastot).
- Selvitetään yli kymmenen hehtaarin fladojen ja kluuvijärvien esiintyminen ja suojelutilanne. Selvityksen perusteella tehdään ehdotus siitä, mikä olisi paras tapa edistää yli kymmenen hehtaarin kohteiden suojelua. Yksi keino olisi vahvistaa tulkintaa, jonka mukaan niiden luonnontilan vaarantaminen edellyttää lupaa vesilain 3 luvun 2 §:n perusteella.
- Selvitetään, miten luonnontilaiset fladojen esiasteet voitaisiin kirjata vesilain 2 luvun 11 §:ään tai voidaanko luontainen sukkessiokehitys fladojen esiasteista kluuvijärviksi turvata muilla keinoin, kuten vahvistamalla tulkintaa, jonka mukaan niiden luonnontilan vaarantaminen edellyttää lupaa vesilain 3 luvun 2 §:n perusteella.

Vesilain suojeltaviksi luontotyypeiksi ehdotettavat uudet luontotyypit (Vesil 2 luku 11 §)

- Uhanalaisten vedenalaisten meriluontotyyppien esiintymistä kootaan paikkatiedot tietokantaan, joka on laajasti viranomaisten ja asiantuntijoiden käytettävissä. Tähän tarkoitukseen voisi sopia ympäristöhallinnon SALTI-tietojärjestelmä, jos sen yhteiskäyttöisyyttä laajennetaan muihin alueidenkäytön ja -suunnittelun toimijoihin.

Meriajokasniityt

- Meriajokasniityt luetaan vesilain nojalla turvattavaksi luontotyyppiä.

Näkinpartaisniityt

- Näkinpartaisniityt luetaan vesilain nojalla turvattavaksi luontotyyppiä.
- Vesilain mukaista fladojen suojelua tehostetaan (ks. luku 3.4.2). Tämä edistää erityisesti punanäkinpartojen kasvustojen turvaamista.

Vedenalaiset harjut

- Vedenalaiset harjut luetaan vesilain nojalla turvattavaksi luontotyyppiä. Sitä ennen tarkennetaan luontotyypin määritelmää esim. harjumaisuuden ja arvokkaiden eliöyhteisöjen osalta.

Muiden lainsäädännön keinojen avulla turvattaviksi ehdotettavat luontotyypit (esimerkkejä)

Eteläiset aapasuot

- Edistetään mahdollisuutta lisätä luonnonsuojelulakiin tai muuhun lainsäädäntöön säädös suoyhdistymien heikentämiskiellosta. Säädös voisi rajoittaa tietyille maantieteelliselle alueelle (esimerkiksi hemi-, etelä- ja keskiboreaalinen vyöhyke) ja/ tai koskea tiettyjä uhanalaisimpia suoyhdistymätyyppejä.
- Ympäristönsuojelulakia kehitetään siten, että se mahdollistaa nykyistä paremmin soiden luonnonarvojen, kuten uhanalaisten suoluontotyyppien ja niiden kytkeytyneisyyden huomioon ottamisen ympäristölupaprosessissa.
- Eteläiset aapasuot otetaan erityisesti huomioon soidensuojelun täydennysohjelmassa.
- METSO-ohjelmassa tehostetaan suoyhdistymien puustoisten reunaosien suojelua ja kehitetään METSO-tyyppinen suojelumekanismi myös avosoille ja toiminnallisille suokokonaisuuksille.
- Edistetään muita, Valtioneuvoston periaatepäätöksessä soiden ja turvemaiden kestävästä ja vastuullisesta käytöstä sekä suo- ja turvemaiden strategiaehdotuksessa esitetyjä linjauksia, jotka parantavat suoluonnon tilaa.

Maankohoamisrannikon suot

- Edistetään mahdollisuutta lisätä luonnonsuojelulakiin tai muuhun lainsäädäntöön säädös maankohoamisrannikon soiden heikentämiskiellosta.
- Ympäristönsuojelulakia kehitetään siten, että se mahdollistaa nykyistä paremmin soiden luonnonarvojen, kuten suoluontotyyppien ja niiden välisen kytkeytyneisyyden huomioon ottamisen ympäristölupaprosessissa.
- Maankohoamisrannikon suot otetaan erityisesti huomioon soidensuojelun täydennysohjelmassa.
- METSO-ohjelmassa tehostetaan maankohoamisrannikon monimuotoisuuskohteiden suojelua ja kehitetään METSO-tyyppinen suojelumekanismi myös avosoille ja toiminnallisille suokokonaisuuksille.
- Edistetään muita, Valtioneuvoston periaatepäätöksessä soiden ja turvemaiden kestävästä ja vastuullisesta käytöstä sekä suo- ja turvemaiden strategiaehdotuksessa esitetyjä linjauksia, jotka parantavat suoluonnon tilaa.

Karukkokankaat

- Karukkokankailla lisätään luonnonhoidollisia kulutuksia.
- Suojelualueiden karukkokankaiden tilaa parannetaan ennallistamispoltoin niin nuorissa kuin vanhoissa metsiköissä.
- Vähät jäljellä olevat luonnontilaiset ja luonnontilaisen kaltaiset karukkokankaat sisällytetään metsälain erityisen tärkeisiin elinympäristöihin. Karukkokankaiden keskeiset ominaispiirteet säilytetään tai niitä palautetaan hoitotoimin.
- Runsaslahopuustoisia karukkokankaita turvataan tehokkaammin METSO-ohjelmassa.
- Poronhoitoalueella laiduninventointien osoittaessa laidunten kunnan heikentyneen, kiinnitetään huomiota erityisesti paliskuntien porolukuihin ja niiden säätelyyn sekä muihin laitumia elvyttäviin toimiin poronhoidossa.
- Poronhoitoalueella paliskunnat suunnittelevat porotaloussuunnitelmassaan alueilleen sellaisen laidunkiertojärjestelmän, jolla voidaan estää luontotyyppien kulumista ja samalla edistää paliskunnan laidunalueiden tarkoituksenmukaista ja kestävästä käyttöä poronhoidossa.

Karuimmat tunturikoivikot

- Poronhoitolain edellyttämiä paliskuntakohtaisia suurimpia sallittuja eloporolukuja määrättäessä otetaan huomioon talvilaidunten kestävä käytön ohella myös kesälaidunalueiden kestävä käyttö sekä tunturikoivun uudistumisen turvaaminen. Nämä asiat kirjataan myös poronhoitolakiin. Lisäksi otetaan huomioon uhanalaisten ja herkästi kulumien luontotyyppien esiintymät sekä varmistetaan niiden olennaisten rakenteen ja toiminnan piirteiden säilyminen. Laiduninventointien osoittaessa laidunten kunnan heikentyneen, kiinnitetään huomiota paliskuntien porolukuihin ja niiden säätelyyn sekä muihin laitumia elvyttäviin toimiin poronhoidossa.
- Porotalouden tukijärjestelmiä (Laki porotalouden ja luontaiselinkeinojen rakennetuista) kehitetään sellaisiksi, että ne tukevat luonnonlaitumiin perustuvaa kestävästä poronhoitoa.
- Paliskunnat suunnittelevat porotaloussuunnitelmassaan alueilleen sellaisen laidunkiertojärjestelmän, jolla voidaan estää luontotyyppien kulumista ja samalla edistää paliskunnan laidunalueiden tarkoituksenmukaista ja kestävästä käyttöä poronhoidossa.
- Tunturialueiden maankäyttöä tarkastellaan, suunnitellaan ja ohjataan kokonaisvaltaisesti ja kestävästi.

KUVAILELEHTI

Julkaisija	Suomen ympäristökeskus		Julkaisu-aika Heinäkuu 2013	
Tekijä(t)	Anne Raunio, Susanna Anttila, Aira Kokko ja Katariina Mäkelä			
Julkaisun nimi	Luontotyyppisuojelelun nykytilanne ja kehittämistarpeet – lakisääteiset turvaamiskeinot			
Julkaisusarjan nimi ja numero	Suomen ympäristö 5/2013			
Julkaisun teema	Luonto			
Julkaisun osat/ muut saman projektin tuottamat julkaisut	Julkaisu on saatavana myös internetistä: www.syke.fi/julkaisut helda.helsinki.fi/syke			
Tiivistelmä	<p>Julkaisu tarjoaa tietoa uhanalaisten luontotyyppien suojelusta ja sen kehittämistarpeista lainsäädännön keinoin. Selvitys keskittyy nykyiseen lainsäädäntöön, etenkin luonnonsuojelu-, metsä- ja vesilakeihin, joiden nojalla on säilytettävä tiettyjä laeissa lueteltuja luontotyyppiä. Lisäksi on tarkastelu joitakin muita luontotyyppien turvaamiskeinoja kuten Etelä-Suomen metsien monimuotoisuuden toimintaohjelmaa (METSÖ).</p> <p>Julkaisussa on kuvattu lakisääteisen luontotyyppisuojelelun nykytilanne. Luonnonsuojelulain 29 §:n luontotyyppien rajauspäätöksiä on tehty n. 2 100 hehtaarille. Metsälain 10 §:n erityisen tärkeitä elinympäristöjä on löydetty n. 160 600 ha. Lisäksi METSÖ-ohjelmassa on rauhoitettu vajaat 13 700 ha puustoisia elinympäristöjä ja tehty ympäristötukisopimuksia n. 7 500 ha:lle. Vastaavaa pinta-alatietoa ei ole saatavissa vesilain 2 luvun 11 §:n nojalla suojeltavista pienvesityypeistä.</p> <p>Julkaisussa on tarkasteltu em. säädösten vaikuttavuutta luontotyyppien suojelussa. Tähän perustuen on tehty sekä luontotyyppikohtaisia että yleisempiä kehittämisehdotuksia säädösten ekologisen vaikuttavuuden parantamiseksi. Useiden luonnonsuojelulain luontotyyppien ja metsälain erityisen tärkeiden elinympäristöjen määritelmiin on ehdotettu muutoksia ja täsmennyksiä. Selvityksen perusteella luonnonsuojelu-, metsä- ja vesilain turvattaviin elinympäristöihin ehdotetaan lisättäväksi yhteensä 15 uhanalaista kallioiden, metsien, soiden, tunturien ja Itämeren luontotyyppiä.</p> <p>Julkaisussa on tarkasteltu myös joitakin luontotyyppiä, joiden turvaaminen on kiireellistä, mutta jotka eivät laajuutensa, uhkiensa moninaisuuden tai muun synn vuoksi sovellu nykyisen kaltaisen lakisääteisen luontotyyppisuojelelun kohteiksi. Näiden luontotyyppien tilan parantamiseksi on ehdotettu useita toisiaan täydentäviä keinoja. Uhanalaisten luontotyyppien yleistä painoarvoa lisäävänä keinona on tuotu esiin niiden kirjaaminen luonnonsuojelulakiin ja -asetukseen vastaavalla tavalla kuin uhanalaiset lajit.</p> <p>Julkaisussa käsitellyistä luontotyypeistä on esitetty runsaasti luonnontieteellistä taustatietoa niiden tilasta, ominaispiirteistä ja esiintymisestä Suomessa.</p>			
Asiasanat	luontotyyppi, elinympäristö, luontotyyppien suojelu, uhanalaiset luontotyypit, luonnonsuojelulaki, metsälaki, vesilaki, lainsäädännön kehittäminen			
Rahoittaja/ toimeksiantaja				
	ISBN 978-952-11-4157-7 (nid.)	ISBN 978-952-11-4158-4 (PDF)	ISSN 1238-7312 (pain.)	ISSN 1796-1637 (verkköj.)
	Sivuja 276	Kieli suomi	Luottamuksellisuus julkinen	Hinta (sis. alv 8 %)
Julkaisun myynti/ jakaja				
Julkaisun kustantaja	Suomen ympäristökeskus (SYKE), PL 140, 00251 Helsinki			
Painopaikka ja -aika	Edita Prima Oy, Helsinki 2013			

PRESENTATIONSBLAD

Utgivare	Finlands miljöcentral			Datum Juli 2013
Författare	Anne Raunio, Susanna Anttila, Aira Kokko och Katariina Mäkelä			
Publikationens titel	Luontotyyppisuojelelun nykytilanne ja kehittämistarpeet – lakisääteiset turvaamiskeinot (Nuläget och utvecklingsbehoven för skyddet av naturtyper – lagstadgade åtgärder för tryggande)			
Publikationsserie och nummer	Miljön i Finland 5/2013			
Publikationens tema	Natur			
Publikationens delar/ andra publikationer inom samma projekt	Publikationen finns tillgänglig på internet: www.syke.fi/publikationer helda.helsinki.fi/syke			
Sammandrag	<p>Publikationen innehåller information om skyddet av hotade naturtyper och behovet av att utveckla skyddet med hjälp av lagstiftning. Utredningen fokuserar på den aktuella lagstiftningen, i synnerhet naturvårdslagen, skogslagen och vattenlagen, med stöd av vilka vissa naturtyper som nämns i dessa lagar ska bevaras. Dessutom granskas vissa andra åtgärder för att trygga naturtyper, såsom Handlingsplanen för att trygga den biologiska mångfalden i skogarna i södra Finland (METSÖ).</p> <p>I publikationen beskrivs nuläget för det lagstadgade skyddet av naturtyperna. Beslut om att avgränsa sådana naturtyper som avses i 29 § i naturvårdslagen har fattats för ungefär 2 100 hektar. Ungefär 160 600 hektar sådana särskilt viktiga livsmiljöer som avses i 10 § i skogslagen har hittats. Inom METSÖ-handlingsplanen har dessutom knappt 13 700 hektar trädbevuxna livsmiljöer fridlysts och miljöstödsavtal har ingåtts för ungefär 7 500 hektar. Motsvarande uppgifter om areal finns inte tillgängliga om de småvattentyper som skyddas med stöd av 2 kap. 11 § i vattenlagen.</p> <p>I publikationen har ovan nämnda lagars effektfullhet i skyddet av naturtyperna granskats. På basis av detta har man gjort både naturtypsspecifika och mer allmänna förslag på hur lagstiftningen bör utvecklas för att förbättra dess ekologiska effektfullhet. Ändringar och preciseringar av definitionerna av flera av naturtyperna som nämns i naturvårdslagen och särskilt viktiga livsmiljöer i skogslagen har föreslagits. På basis av utredningen föreslås att totalt 15 hotade bergs-, skogs-, myr- och fjällnaturtyper samt Östersjöns naturtyper läggs till de livsmiljöer som tryggas i naturvårdslagen, skogslagen och vattenlagen.</p> <p>I publikationen har man också granskat vissa naturtyper där tryggandet är brådskande, men som på grund av sin omfattning, flera olika hotfaktorer, eller annan anledning inte lämpar sig som objekt inom det lagstadgade skyddet av naturtyper i dess nuvarande form. För att förbättra situationen för dessa naturtyper har man föreslagit olika åtgärder som kompletterar varandra. Ett sätt att öka de hotade naturtypernas allmänna betydelse som förts fram är att de skrivs in i naturvårdslagen och naturvårdsförordningen på samma sätt som de utrotningshotade arterna.</p> <p>En stor mängd naturvetenskaplig bakgrundsinformation om de behandlade naturtypernas situation, särdrag och förekomst i Finland har presenterats i publikationen.</p>			
Nyckelord	naturtyp, livsmiljö, skydd av naturtyper, hotade naturtyper, naturvårdslagen, skogslagen, vattenlagen, utveckling av lagstiftningen			
Finansiär/ uppdragsgivare				
	ISBN 978-952-11-4157-7 (hft.)	ISBN 978-952-11-4158-4 (PDF)	ISSN 1238-7312 (print)	ISSN 1796-1637 (online)
	Sidantal 276	Språk finska	Offentlighet Offentlig	Pris (inneh. moms 8 %)
Beställningar/ distribution				
Förläggare	Finlands miljöcentral, PB 140, 00251 Helsingfors			
Tryckeri/tryckningsort -år	Edita Prima Ab, Helsingfors 2013			

DOCUMENTATION PAGE

<i>Publisher</i>	Finnish Environment Institute			<i>Date</i> July 2013
<i>Author(s)</i>	Anne Raunio, Susanna Anttila, Aira Kokko and Katariina Mäkelä			
<i>Title of publication</i>	Luontotyyppisuojelelun nykytilanne ja kehittämistarpeet – lakisäätteiset turvaamiskeinot (Current situation and development needs in the protection of natural habitat types – statutory safeguarding measures)			
<i>Publication series and number</i>	The Finnish Environment 5/2013			
<i>Theme of publication</i>	Nature			
<i>Parts of publication/ other project publications</i>	The publication is available in the internet: www.syke.fi/publications helda.helsinki.fi/syke			
<i>Abstract</i>	<p>This publication provides information on the protection of threatened habitat types and the development of protection through legislative means. The focus of this study is on current legislation, the Nature Conservation Act, Forest Act and Water Act in particular, under which certain natural habitat types listed in the acts must be preserved. In addition, it examines some other means of safeguarding natural habitat types, such as the Forest Biodiversity Programme METSO for southern Finland.</p> <p>The publication describes the current situation with statutory protection of natural habitat types. Around 2,100 hectares are now covered by decisions that set boundaries for natural habitat types, in accordance with section 29 of the Nature Conservation Act (1096/1996). A total of around 160,600 hectares of habitats of special importance, as referred to in section 10 of the Forest Act (1093/1996), have been identified. In addition, under the METSO programme, nearly 13,700 hectares of wooded habitats have been protected and environmental support contracts drawn up for around 7,500 hectares. For aquatic habitat types protected under Chapter 2, section 11 of the Water Act (587/2011), no similar information on surface areas is available.</p> <p>This publication examines the effectiveness of the aforementioned legislation in the protection of natural habitat types. Based on the examination, general development proposals, as well as development proposals concerning particular habitat types, are presented with a view to enhancing the legislation's ecological effectiveness. Suggestions are also made concerning amendments and specifications to the definitions of several habitat types in the Nature Conservation Act and habitats of special importance in the Forest Act. Based on the study, it is proposed that a total of 15 threatened rock outcrop, forest, mire, fell and Baltic Sea habitat types be included among habitats protected under the Nature Conservation Act, Forest Act and Water Act.</p> <p>The publication also examines some natural habitat types where safeguarding is urgently needed, but which are not suitable for the current model of statutory protection, due to their extensiveness, the diversity of the threats faced, or for some other reason. Several complementary measures are proposed for improving the condition of these habitat types. As a way of increasing the general appreciation of threatened habitat types, it is proposed that such habitat types be entered in the Nature Conservation Act and Decree in a similar manner as threatened species.</p> <p>Plenty of scientific background information is provided on the natural habitat types discussed in the publication, referring to their condition, special characteristics and occurrence in Finland.</p>			
<i>Keywords</i>	natural habitat type, habitat, protection of natural habitat types, threatened habitat types, Nature Conservation Act, Forest Act, Water Act, development of legislation			
<i>Financier/ commissioner</i>				
	ISBN 978-952-11-4157-7 (pbk.)	ISBN 978-952-11-4158-4 (PDF)	ISSN 1238-7312 (print)	ISSN 1796-1637 (online)
	<i>No. of pages</i> 276	<i>Language</i> Finnish	<i>Restrictions</i> Public	<i>Price (incl. tax 8 %)</i>
<i>For sale at/ distributor</i>				
<i>Financier of publication</i>	Finnish Environment Institute, P.O.Box 140, FI-00251 Helsinki, Finland			
<i>Printing place and year</i>	Edita Prima Ltd., Helsinki 2013			

Luonnonsuojelu-, metsä- ja vesilain säädökset tiettyjen luontotyyppien turvaamiseksi ovat olleet voimassa 1990-luvun loppupuolelta lähtien. Monet näistä luontotyypeistä ovat edelleen uhanalaisia.

Julkaisussa on tarkasteltu luonnonsuojelu-, metsä- ja vesilain luontotyyppisäädösten sekä MET-SO-ohjelman vaikuttavuutta luontotyyppien suojelussa. Säädösten ekologisen vaikuttavuuden parantamiseksi on tehty sekä luontotyyppikohtaisia että yleisempiä kehittämisehdotuksia. Useiden luonnonsuojelulain luontotyyppien ja metsälain erityisen tärkeiden elinympäristöjen määritelmien ehdotetaan muutoksia ja täsmennyksiä. Luonnonsuojelu-, metsä- ja vesilain turvattaviin elinympäristöihin ehdotetaan lisättäväksi yhteensä 15 uhanalaista kallioiden, metsien, soiden, tunturien ja Itämeren luontotyyppiä.

Lakisääteisen suojelun lisäksi tarvitaan myös muita keinoja luontotyyppien turvaamiseksi ja niiden tilan parantamiseksi. Uhanalaisten luontotyyppien painoarvoa on tarpeen lisätä maankäytön suunnittelussa, hankkeiden vaikutusarvioinneissa sekä lupamenettelyissä. Tarvitaan maisematason suunnittelujärjestelmiä laaja-alaisten luontotyyppien ja niiden muodostamien toiminnallisten kokonaisuuksien säilyttämiseksi ja palauttamiseksi. Myös vapaaehtoisen suojelun muotoja on tarpeen kehittää. Uhanalaisten luontotyyppien yleistä painoarvoa lisäisi niiden kirjaaminen luonnonsuojelulakiin ja -asetukseen vastaavalla tavalla kuin uhanalaiset lajit.

Julkaisussa on esitetty runsaasti luonnontieteellistä taustatietoa tarkasteltujen luontotyyppien tilasta, ominaispiirteistä ja esiintymisestä Suomessa.



ISBN 978-952-11-4157-7 (nid.)

ISBN 978-952-11-4158-4 (PDF)

ISSN 1238-7312 (pain.)

ISSN 1796-1637 (verkkokj.)