SUOMEN YMPÄRISTÖ 24 | 2007

LUONTO

Uhanalaisten lahopuulajien elinympäristöjen turvaaminen suojelualueilla ja talousmetsissä

Kustannustehokkuus ja ekologiset, ekonomiset sekä sosiaaliset vaikutukset Kitsin seudulla Lieksassa

Jari Kouki, Olli-Pekka Tikkanen (toim.)



YMPÄRISTÖMINISTERIÖ

SUOMEN YMPÄRISTÖ 24 | 2007

Uhanalaisten lahopuulajien elinympäristöjen turvaaminen suojelualueilla ja talousmetsissä

Kustannustehokuus ja ekologiset, ekonomiset sekä sosiaaliset vaikutukset Kitsin seudulla Lieksassa

Jari Kouki, Olli-Pekka Tikkanen (toim.)

Helsinki 2007

YMPÄRISTÖMINISTERIÖ

YMPÄRISTÖMINISTERIÖ
MILJÖMINISTERIET
MINISTRY OF THE ENVIRONMENT

SUOMEN YMPÄRISTÖ 24 | 2007
Ympäristöministeriö
Alueidenkäytön osasto

Taitto: Ainoliisa Miettinen
Kansikuva: Philippe Fayt

Julkaisu on saatavana myös internetistä:
www.ymparisto.fi/julkaisut

Edita Prima Oy, Helsinki 2007

ISBN 978-952-11-2744-1 (nid.)
ISBN 978-952-11-2745-8 (PDF)
ISSN 1238-7312 (pain.)
ISSN 1796-1637 (verkkoj.)

YMPÄRISTÖMERKKI
MILJÖMÄRKT
441 002
Painotuote

ESIPUHE

Luonnon monimuotoisuuden vähenemistä pidetään ilmastonmuutoksen ohella tärkeimpänä maailmanlaajuisena ympäristöuhkana. Pääasiallisena syynä luonnon monimuotoisuudessa ja eliölajistossa tapahtuviin muutoksiin ovat elinympäristöjen muutokset ja ekosysteemien köyhtyminen. Suomessa uhat kohdistuvat erityisesti metsien eliölajistoon ja elinympäristöihin.

Maassamme on parin viimeisen vuosikymmenen aikana kertynyt poikkeuksellisen paljon tutkimuksiin perustuvaa ekologista tietoa, jonka avulla monimuotoisuuden vähenemiseen voitaisiin tehokkaasti vaikuttaa. Laajasta tietopohjasta huolimatta sen soveltaminen käytäntöön ja päätöksiin on kangerrellut. Tiedon soveltamisessa on nähty ongelmia, jotka liittyvät esimerkiksi selvitysten kattavuuteen lajitasolla, talousmetsien merkitykseen lajiston turvaamisessa sekä muidenkin kuin ekologisten tekijöiden huomioon ottamiseen. Ekologisia lähtökohtia voi kuitenkin perustellusti pitää tärkeimpinä, koska tavoitteena on ekosysteemien, niiden toimintojen ja niistä riippuvaisten lajien ja lajiyhteisöjen turvaaminen myös tuleville sukupolville. Monimuotoisuuden suojeluun tähtäävät ratkaisut tuleekin lopulta aina suhteuttaa niiden ekologiseen merkitykseen ja vaikuttavuuteen, vaikka ratkaisuissa otetaankin myös muita kuin ekologisia näkökohtia huomioon.

Tämä julkaisu on raportti laajasta tutkimushankkeesta, jossa ensimmäistä kertaa arvioidaan sekä talousmetsien että suojelualueiden merkitystä suurelle joukolle metsien uhanalaisia lajeja. Tarkastelu sisältää myös pitkäaikaisia ennusteita lajien elinympäristöjen määristä sekä arvioita erilaisten metsänhoitotoimien ekologisista, taloudellisista ja sosiaalisista vaikutuksista. Tutkimuksessa keskitytään yhden laajan, noin 12 000 hehtaarin laajuisen metsäalueen tarkasteluun Itä-Suomen valtionmailla, joten alueellisen kattavuuden näkökulmasta selvitys on tapaustutkimus.

Tutkimushankkeessa kehitetty menetelmä ja tutkimuksellinen lähestymistapa ovat kuitenkin laajasti sovellettavissa myös muille alueille. Hankkeen tulosten perusteella voidaan metsien monimuotoisuuden suojelua ja metsien käytön kestävyyttä kehittää uusilla, aiempaa kattavammilla ja osittain myös taloudellisimmilla keinoilla, jotka parantavat lajien ja elinympäristöjen suojelua ja joiden avulla voidaan osaltaan vastata Euroopan unionin tavoitteisiin pysäyttää eurooppalaisen luonnon köyhtyminen. Myös Suomi on näihin tavoitteisiin sitoutunut.

Monitieteiseen hankkeeseen ovat osallistuneet dos. Olli-Pekka Tikkanen hankkeen päätutkijana sekä MMT Tero Heinonen (metsäsuunnittelu), MMT Jukka Matero (metsäekonomia), FM Kaisa Raitio (sosiaalisten vaikutusten selvitys) ja prof. Pertti Rannikko (metsäsosiologia). Tutkimushanke on toteutettu Joensuun yliopistossa.

Joensuussa 4. päivänä kesäkuuta 2007

Jari Kouki
professori
tutkimushankkeen johtaja

KIITOKSET

Tämä tutkimus käynnistyi osana Suomen Akatemian rahoittamaa luonnonvarojen kestävän käytön tutkimusohjelmaa (SUNARE) vuonna 2002. Työtä jatkettiin SUNAREn päätyttyä osana ympäristöministeriön rahoittamaa Ympäristöklusteri III (Ekotehokas luonnonvarojen käyttö) -hanketta. Tutkimuksen lajitason tausta-aineiston keruu toteutettiin kuitenkin osin jo monissa aiemmissa Jari Koukin johtamissa metsien käytön, hoidon ja suojelun hankkeissa, joita ovat vuodesta 1999 alkaen rahoittaneet Suomen Akatemia, Maj ja Tor Nesslingin Säätiö, Metsähallitus, ympäristöministeriö, maa-ja metsätalousministeriö ja Metsäteollisuus ry. Näitä aiempia hankkeita on tehty osin yhteistyössä myös Metsäntutkimuslaitoksen tutkijoiden kanssa. Joensuun yliopisto ja Mekrijärven tutkimusasema ovat tarjonneet tutkimuksille apua monin eri tavoin.

Uhanalaisten lajien elinympäristövaatimusten selvittäminen ei olisi ollut mahdollista ilman laajan tutkijajoukon vapaaehtoista yhteisponnistusta. Näiden tietojen osalta erittäin merkittävää asiantuntija-apua antoivat eri lajiryhmien osalta:

hämähäkkieläimet: Seppo Koponen (TY)
luteet: Veikko Rinne (TY)
perhoset: Jukka Kettunen (JoY), Mika Pajari (JoY)
kaksisiipiset: Jevgeni Jakolev ,Jere Kahanpää (SYKE)
pistiäiset: Juho Paukkunen (SYKE), Antti Pekkarinen, Pekka Punttila (SYKE), Ilari E. Sääksjärvi (TY), Matti Viitasaari (HY), Veli Vikberg
kovakuoriaiset: Petri Martikainen, Esko Hyvärinen (JoY)
putkilokasvit: Sirkka Hakalisto (Pohjois-Karjalan ympäristökeskus)
sammaleet: Kimmo Syrjänen (SYKE)
heltta- ja kotelosienet: Pertti Salo (HY)
kääväkkäät: Heikki Kotiranta (SYKE), Pertti Renvall (KuMus), Kaisa Junninen (JoY)
jäkälät: Kimmo Jääskeläinen (HY)
linnut: Timo Pakkala (HY/LTKM)

Timo Pukkala auttoi Monsu-ohjelmiston yksityiskohtien muokkaamisessa tutkimushankkeen tarpeisiin. Metsähallitus toimitti laskelmissa käytetyt kuviokohtaiset metsikkötiedot hankkeen käyttöön.

Ympäristöklusteri-vaiheessa hankkeen ohjausryhmään ovat kuuluneet Matti Ikonen (Metsähallitus, Lieksa), Mikko Kurttila (Metla), Mikko Kuusinen (YM), Antti Otsamo (MMM) ja Olli Tahvonen (Metla). Mikko Kuusinen on toiminut klusterihankkeen valvojana YM:ssä. Pekka Harju-Autti (YM) koordinoi koko klusterikokonaisuutta.

Ainoliisa Miettinen (YM) taittoi julkaisun Suomen ympäristö -sarjan mukaiseen ulkoasuun.

Kaikille näille kuuluu suuri kiitos työstä ja avusta tai rahoituksesta, joita ilman tämän tutkimuksen toteutus olisi ollut mahdotonta.

SISÄLLYS

Esipuhe ... 3

1 Uhanalaisten metsälajien suojelu talousmetsissä ja suojelualueilla: ekologiset, ekonomiset ja sosiaaliset vaikutukset ... 7

2 Metsien käytön historialliset vaiheet ja sosiaaliset vaikutukset Hattuvaaran–Kitsin kyläalueella ... 12

2.1 Tutkimusalueen erityisluonne ... 12

2.2 Valtion metsien suurhakkuut ... 13

2.3 Metsätyövoiman tarve romahtaa ... 14

2.4 Riippuvuus metsätaloudesta ja Metsähallituksesta katkeaa ... 15

2.5 Metsien uudet merkitykset ... 16

2.6 Uudenlaiset vaatimukset ja odotukset ... 17

3 Taloudelliset näkökulmat monimuotoisuuden suojelun ja puuntuotannon yhdistämisessä ... 19

3.1 Johdanto ... 19

3.2 Tuotantomahdollisuuksien rajan käsite ... 19

3.3 Puuntuotantotavoite ja monimuotoisuuden suojelun vaihtoehtoiskustannus ... 20

3.4 Hiilitasevaikutusten arviointi puuntuotannon ja monimuotoisuuden suojelun yhteydessä ... 21

3.5 Monimuotoisuuden ylläpidon tavoite ... 21

3.6 Suojeluverkoston kohdevalintaongelma ... 23

3.7 Alueellisen eriyttämisen ja keskittämisen tehokkuus ... 23

3.8 Päätelmät ... 26

4 Alueen uhanalaiset metsälajit ja niiden elinympäristöjen mallinnus ... 27

4.1 Tutkimusalueen uhanalainen ja silmälläpidettävä metsälajisto ... 27

4.2 Habitaatin soveltuvuusindeksi (HSI) ... 30

4.2.1 Laadulliset ja määrälliset resurssivaatimukset ... 30
4.2.2 Ympäristöolosuhteet ... 34
4.2.3 HSI = osaindeksien tulo ... 34

5 Monitavoitteinen metsäsuunnittelu: menetelmän yleisperiaatteet ja Kitsin–Hattuvaaran alueen erityispiirteet ... 36

5.1 Johdanto ... 36

5.2 MONSU-suunnitteluohjelmisto ... 37

5.3 Simulointi ... 38

5.4 Päätösanalyysi ... 38

5.5 Tutkimuksen suunnittelualue ... 39

5.6 Metsäsuunnitteluongelman muotoilu ja optimointimenetelmä ... 40

5.6.1 Suunnitelmat ja tavoitefunktiot ... 40
5.6.2 Optimointimenetelmä ... 42

6 Metsien käyttöskenaarioiden vaikutukset puuntuotantoon, virkistyskäyttöön ja lajien habitaatin määrään 44
6.1 Puuston kehitys 44
6.2 Alueen hakkuut 45
6.3 Puuntuotanto 46
6.4 Ulkoiluarvo 46
6.5 Tyyppilajien habitaatin määrä 46
6.6 Lahopuun määrä optimointitavoitteena: kustannukset ja habitaatin määrä 47
6.7 Tuotantomahdollisuuksien rajapinta 48
6.8 Hiilen sitoutuminen ja sen arvo 49

7 Metsien käyttöskenaarioiden sosiaaliset vaikutukset 51
7.1 Kuinka arvioida sosiaalisia vaikutuksia? 51
7.2 Sosiaalisten vaikutusten arviointi tässä tutkimuksessa 51
7.3 Metsätalouden työllistävyys 53
7.3.1 Metsätalouden työllistävyyteen vaikuttavat tekijät 53
7.3.2 Skenaarioiden vaikutukset metsätalouden työllisyyteen 53
7.4 Virkistykseen ja luontomatkailuun vaikuttavat tekijät 54
7.4.1 Virkistyksen ja matkailun tarpeet hyvin heterogeenisiä 54
7.4.2 Maisema 55
7.4.3 Metsä virkistysympäristönä 56
7.4.4 Marjastus ja sienestys 57
7.4.5 Metsästys 57
7.5 Skenaarioiden vaikutukset virkistykseen ja matkailuun 58
7.5.1 Skenaarioiden vaikutukset maisemaan ja virkistysympäristöön 58
7.5.2 Skenaarioiden vaikutukset marjasatoon, sienisatoon ja metsästykseen 59
7.6 Skenaarioiden sosiaalisten vaikutusten pohdintaa 60

8 Yhdistetyn lajistonsuojelun, metsätalouden ja virkistyskäytön tulevaisuus: analyysi tuloksista ja menetelmän rajoitteista 62
8.1 Johtopäätökset tuloksista 62
8.2 Käytetyn menetelmän analyysi 64
8.2.1 Alueen edustavuus: 64
8.2.2 Ennustemallit ja simuloinnin rajoitteet 64
8.2.3 Optimointi ja tavoitteiden muotoilu 65
8.3 Menetelmän soveltamismahdollisuudet 66

Kirjallisuus 67
Liite 1 73
Liite 2 83
Liite 3 84
Liite 4 94
Liite 5 97
Kuvailulehti 102
Presentationsblad 103
Documentation page 104

1 Uhanalaisten metsälajien suojelu talousmetsissä ja suojelualueilla: ekologiset, ekonomiset ja sosiaaliset vaikutukset

Conservation of threatened species in managed and protected areas: ecological, economic, and social impacts

Jari Kouki

Metsien monimuotoisuuden, biodiversiteetin, säilyttämiseksi on Suomessa ja muissa Pohjoismaissa suunniteltu ja toteutettu viimeisen kymmenen vuoden aikana lukuisia toimenpiteitä. Vanhojen metsien suojeluohjelma laadittiin 1990-luvun alussa, metsälaki uudistettiin vuosikymmenen lopussa ja metsänhoitosuosituksia ollaan päivitetty useaan otteeseen. Metsien käytön sertifiointeja on kehitetty ja viimeksi suojelualueiden perustamista Etelä-Suomeen on pyritty edistämään erilaisin keinoin. Näistä huolimatta metsälajien asema näyttää muun muassa uhanalaisuuskartoitusten ja useiden tutkimustulosten valossa edelleen heikolta.

Metsien ekologisen kestävyyden mittarina on perustellusti käytetty uhanalaisiksi luokiteltujen metsälajien määrää, koska sen avulla voidaan lajitasolla arvioida, missä uhkatekijät piilevät ja millaiset elinympäristöt metsissä ovat suojelun kannalta keskeisiä. Vuosituhannen vaihteessa viimeksi päivitetty luokitus osoitti, että pitkälle toistatuhatta metsissä elävää lajia on edelleen tukalassa asemassa. Puustoisissa elinympäristöissä elävistä lajeista 646 luokiteltiin uhanalaisten luokkaan, ja lisäksi 455 lajia arvioitiin lähes uhanalaisiksi, niin sanottuihin silmälläpidettäviin lajeihin. 71 lajin katsotaan jo kokonaan hävinneen puustoisista elinympäristöistä (Anon. 2000, Rassi ym. 2001).

Toisinaan on esitetty, että koska eurooppalaisissa vertailuissa Suomessa on suojeltu suhteellisen paljon metsiä (4.5–12.5 % sen mukaan, lasketaanko osuuteen vain tiukasti suojeltuja metsämaita vai myös väljemmin suojeltuja kitumaita, Anon. 2002c, Hänninen ym. 2006), myös monimuotoisuuden suojelu olisi tämän perusteella hyvä. Tulosta ei voi kuitenkaan ekologisin perustein tulkita näin yksioikoisesti. Monimuotoisuuden suojelun arviointi ja lajien tulevaisuuden parantaminen edellyttävät tarkempaa selvitystä siitä, millaisia metsiä on suojeltu, mitkä lajit niissä voivat esiintyä, miten suojelualueet muuttuvat ajan myötä, ja ennen muuta, tarjoavatko suojelualueita ympäröivät, pinta-alaltaan ylivoimaisen laajat talouskäytössä olevat metsät lajeille esiintymismahdollisuuksia. Suojeltujenkin metsien luonnontilaisuus ja niiden kyky ylläpitää tai parantaa uhanalaisten lajien asemaa saattaa olla hyvinkin heikko. Monesti suojelualueet ovat etenkin Suomessa olleet aiemmin talousmetsiä eivätkä luonnonmetsiä, ja tämän johdosta niiden puuston rakenne saattaa olla sopimaton luonnontilaista metsää vaativille lajeille. Kysymys talouskäytössä olevien metsien merkityksestä on erityisen olennainen Suomessa, missä metsien käytön voimakkuus on maailmanlaajuisestikin erittäin korkealla tasolla ja missä käytön voimakkuutta pyritään ennemminkin nostamaan kuin vähentämään tulevina vuosikymmeninä. Suojelualueiden pinta-alaosuuksien perusteella ei siksi pystytätkään vastaamaan lähimainkaan kaikkiin suojelun kannalta olennaisiin kysymyksiin, ja siksi suojeluprosenttien vertailua esimerkiksi maiden välillä ei voida käyttää riittävänä suojelun riittävyyden tai metsien käytön ekologisen kestävyyden ilmentäjänä. Tutkimustulosten perusteella on kuitenkin selvää, että sekä suojelualueilla että

talouskäytössä olevilla metsillä voi olla lajien kannalta myönteisiä vaikutuksia. Näitä vaikutuksia ja erityisesti erityyppisten metsien osuutta lajien suojelussa ei kuitenkaan pääsääntöisesti tunneta.

Monimuotoisuuden ja uhanalaisten lajien aseman selvittämiseksi tulisi metsien tarjoamat elinympäristöt ja uhanalaisten lajien esiintymismahdollisuudet selvittää yksityiskohtaisesti. Ongelman tekee haasteelliseksi kolme ekologista seikkaa:

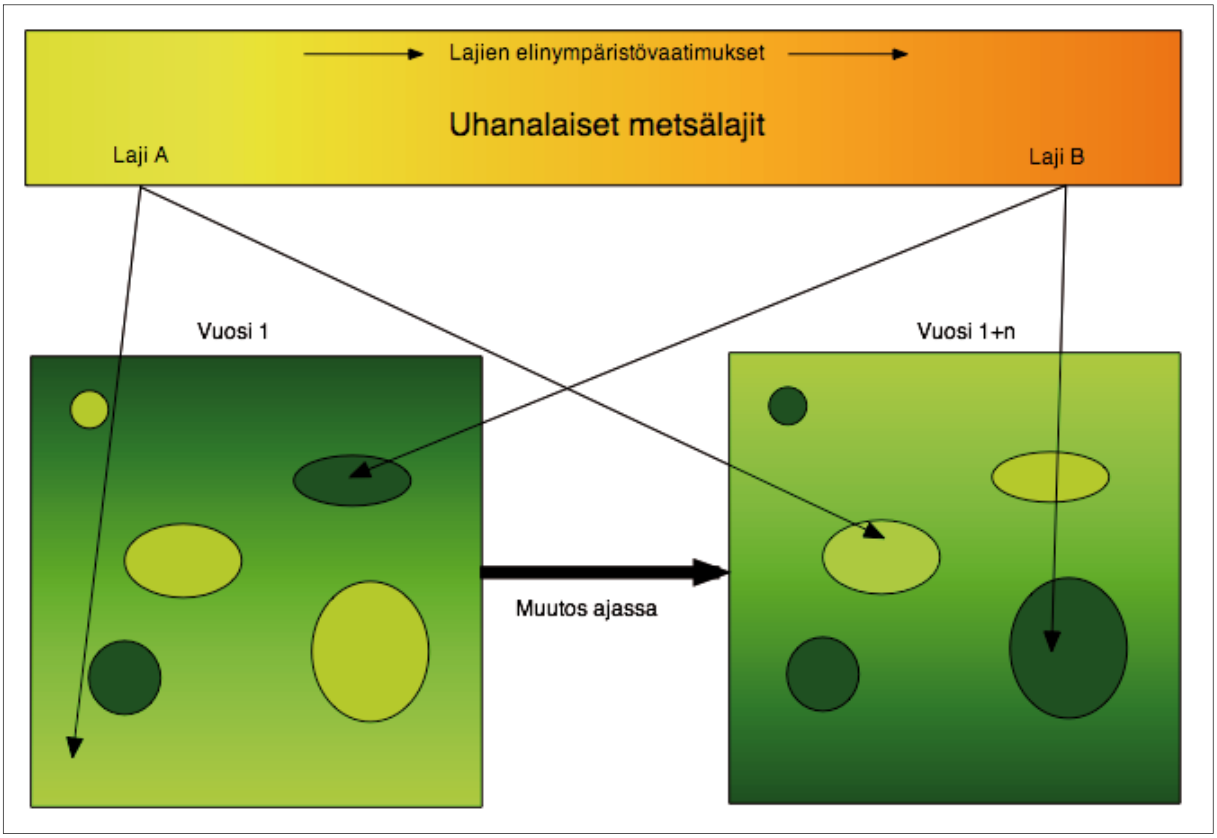
1. *Uhanalaisten lajien määrä on suuri ja uhanalaisten lajien tarkat elinympäristövaatimukset vaihtelevat huomattavasti*. Kvantitatiivista tietoa siitä, millaisia (pien)elinympäristöjä ja kuinka paljon kukin laji edellyttää, on toistaiseksi koottu vähän. Aiemmat selvitykset ovat keskittyneet tavallisesti vain yhteen tai muutamaan lajiin tai vain johonkin yksittäiseen metsien tarjoamaan elinympäristöön. Kattava analyysi edellyttäisi kuitenkin, että sadat uhanalaiset lajit voitaisiin arvioida samanaikaisesti.
2. Talousmetsien ja suojelualueiden muodostama metsämaisema voi tarjota elinympäristöjä uhanalaisille lajeille, mutta näiden elinympäristöjen esiintymistä ei voi päätellä suojelualueiden rajojen avulla. Talousmetsien hoidon voimaperäisyys voi vaihdella, mutta myös suojelualueiden tarjoamat luonnontilaiset tai muuten sopivat metsäelinympäristöt voivat vaihdella runsaastikin. Näiden vuoksi *talousmetsiä ja suojelualueita tulisi monimuotoisuuden suojelun arvioinneissa tarkastella samanaikaisesti*, mitä ei juuri ole toistaiseksi tehty.
3. Kolmanneksi pohjoisten havumetsien keskeinen ekosysteemintason piirre on metsien sukkessio, alati jatkuva muutos, joka vaikuttaa puuston rakenteeseen ja siten myös lajien elinmahdollisuuksiin kullakin alueella. Tämän vuoksi hetkellinen kuva lajien elinympäristöistä, niiden jakautumisesta suojelualueille ja talousmetsiin ei tarjoa luotettavaa kuvaa lajien tulevaisuuden arvioimiseksi. Muutoksia tapahtuu luonnollisesti sekä talousmetsissä että suojelualueilla. Selvityksissä tulisi siten ottaa huomioon se, *miten elinympäristöjen määrät vaihtelevat sukkession ja metsänhoidollisten toimien myötä koko metsämaiseman tasolla* ja mitä seurauksia tällä on lajien elinmahdollisuuksiin.

Näitä tekijöitä havainnollistetaan oheisessa kuvassa (kuva 1.1). Kukin edellisistä kolmesta kohdasta on tutkimuksellisesti hyvin haasteellinen, koska samanaikaisesti tulee kyetä arvioimaan satojen lajien asemaa ja tulevaisuutta laajoilla, ehkä vähintäänkin kymmenien tuhansien hehtaarien alueilla ja lisäksi vielä aikajänteellä, johon mahtuu metsäsukkession olennaisia muutoksia. Tällöin kyse on yleensä vähintäänkin kymmenistä, mutta useasti sadoista vuosista. Onkin ymmärrettävää, että tämäntapaisia selvityksiä ei ole aiemmin pystytty kunnolla tekemään.

Tämä tutkimus on ensimmäinen laatuaan. Pyrimme arvioimaan, miten monimuotoisuuden ja nimenomaan uhanalaisten lajien esiintymäpaikat jakautuvat metsämaisemassa toisaalta talous- ja toisaalta suojelualueille. Analyysi sisältää poikkeuksellisen kattavan ja ekologisesti merkittävän ryhmän lajeja, jotka muodostavat laajan, mutta elinympäristövaatimuksiltaan vaihtelevan ryhmän metsien uhanalaisten lajien keskuudessa. Lisäksi tutkimuksessa arvioidaan usean kymmenen vuoden aikajänteellä, miten lajien elinympäristöjen tarjonta kehittyy ja miten esimerkiksi nykyiset metsänhoitosuositukset näkyvät lajien elinmahdollisuuksissa.

Työn tavoite on ensisijaisesti arvioida uhanalaisten lajien asemaa. Monimuotoisuuden suojelulla on kuitenkin aina myös taloudellisia ja yhteiskunnallisia vaikutuksia. Tämän vuoksi ekologinen analyysi yksinään ei tarjoa täydellistä kuvaa siitä toimintaympäristöstä, jossa ratkaisut lajien suojelun parantamiseksi tehdään. Ekologisten vaatimusten – joita kylläkin voidaan pitää monimuotoisuuden suojelun kannalta ensiarvoisina – lisäksi tulisi kyetä arvioimaan, millaisia taloudellisia ja sosiaalisia vaikutuksia lajien suojelun tehostaminen aiheuttaa. Näiden osalta voidaan pyrkiä mahdollisimman optimaalisiin ratkaisuihin, joissa yleistavoitteena on, että suojeluun käytettävät voimavarat kohdistetaan siten, että suhteessa suojeluponnistuksiin myös taloudelliset ja sosiaaliset vaikutukset muodostaisivat toteuttamiskelpoisia reunaehtoja.

Tähän tutkimukseen onkin olennaisena osana sisällytetty ekologisten seikkojen lisäksi myös monitieteinen taloudellisten ja sosiaalisten vaikutusten arviointi. Tässä tarkastelussa käytetään erilaisia mahdollisia tulevaisuuden polkuja – skenaarioita – joissa ekologiset, taloudelliset ja sosiaaliset vaikutukset saavat erilaisia painotuksia. Näiden avulla voidaan arvioida esimerkiksi sitä, mitkä ovat sellaisia metsien käytön muotoja, joissa uhanalaisten lajien elinmahdollisuudet saataisiin paremmiksi mahdollisimman pienin puuntuotantoon kohdistuvin menetyksin.

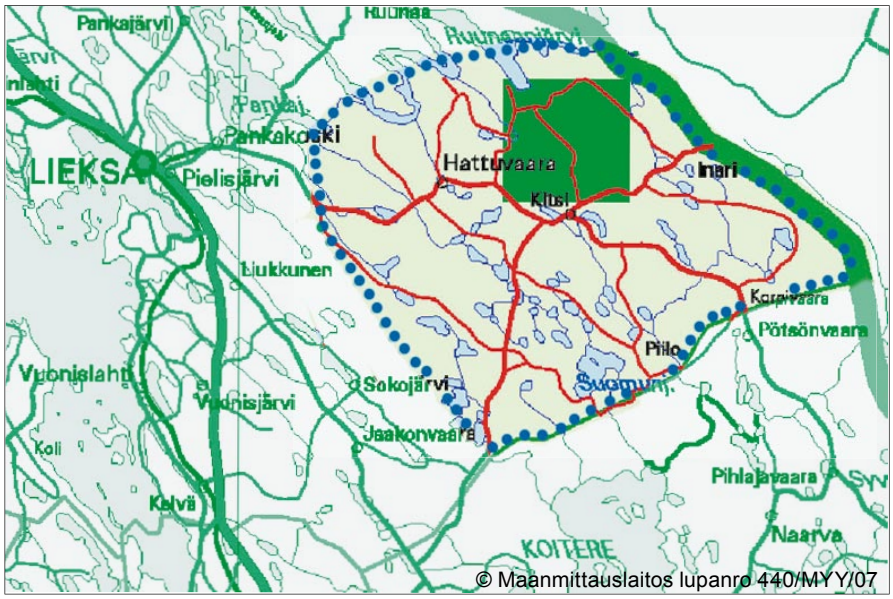


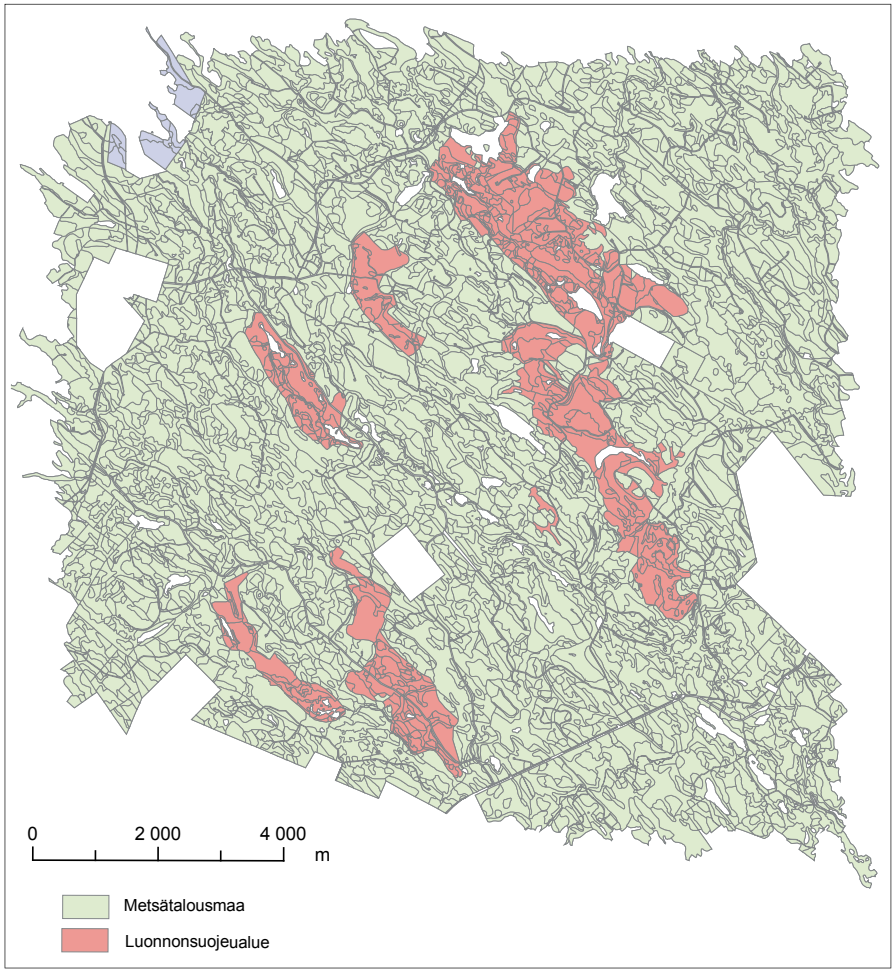
Kuva 1.1. Uhanalaisten metsälajien suojelun ekologisesti merkittävimmät tutkimushaasteet. Kuvan yläosassa on esitetty uhanalaiset lajit suhteessa niiden vaihteleviin elinympäristövaatimuksiin. Oletuksena on, että lajien elinympäristövaatimukset vaihtelevat suhteessa tarjolla oleviin elinympäristöihin. Alemmissa kuvissa on kuvattu metsämaisemaa, joka muuttuu sukkession myötä ajassa (alkutilanne vasemmalla, tilanne myöhemmin oikealla). Talousmetsät ja myös niiden keskellä sijaitsevat suojelualueet (pyöreät alueet) ovat jatkuvassa muutoksessa, ja niiden eri lajeille tarjoamat elinympäristöt vaihtelevat. Kuvaan on myös merkitty kahden kuvitteellisen lajin (A ja B) mahdollisia esiintymispaikkoja eri ajanjaksoina. Kuvasta nähdään, että sekä suojelualueet että talousmetsät ja niiden ajalliset muutokset tulee ottaa huomioon, kun lajien elinmahdollisuuksia metsämaisemassa arvioidaan. Kuvassa oletetaan, että suojelualueiden määrä tai niiden sijainti ei muutu.

Figure 1.1. shows the ecological framework applied in this study. We address first the variable habitat requirements of threatened forest-dwelling species (yellow-orange coloured box in the top of figure). Habitat requirements vary and species may find suitable habitat in protected areas (ellipses in the lower green-coloured landscape boxes) or in the surrounding habitat matrix. Both the protected areas and the matrix change due to forest succession, and consequently the location of suitable habitat patches may vary in time. A hypothetical change in the landscape is shown from left to right, and the locations of suitable patches for two species (A and B) are denoted with arrows.

Tutkimus on empiiriseltä osaltaan tapaustutkimus, sillä se keskittyy yhteen metsäalueeseen, Lieksassa sijaitsevaan noin 10 000 hehtaarin suuruiseen Kitsin–Hattuvaaran seutuun (kuva 1.2). Työn rajaaminen yhdelle metsäalueelle on välttämätön edellytys tai rajoite, sillä edellä lueteltuja kolmea keskeistä tekijää voidaan arvioida aina vain tietyssä metsämaisemassa ja yhdellä seudulla kerrallaan. Eri alueilla mm. puuston rakenne, ikäluokkajakaumat, kasvupaikkatyypit, metsien metsänhoidollinen tila, suojelualueiden määrä ja niiden ekologiset ominaisuudet sekä uhanalaisten lajien levinneisyysalueista aiheutuvat erot lähtötilanteessa merkitsevät sitä, että tarkasteluja ei voida yleistää kaikkialle. Lisäksi myös taloudelliset ja sosiaaliset näkökulmat vaativat erilaisia lähtöoletuksia ja taustojen selvityksiä eri alueilla.

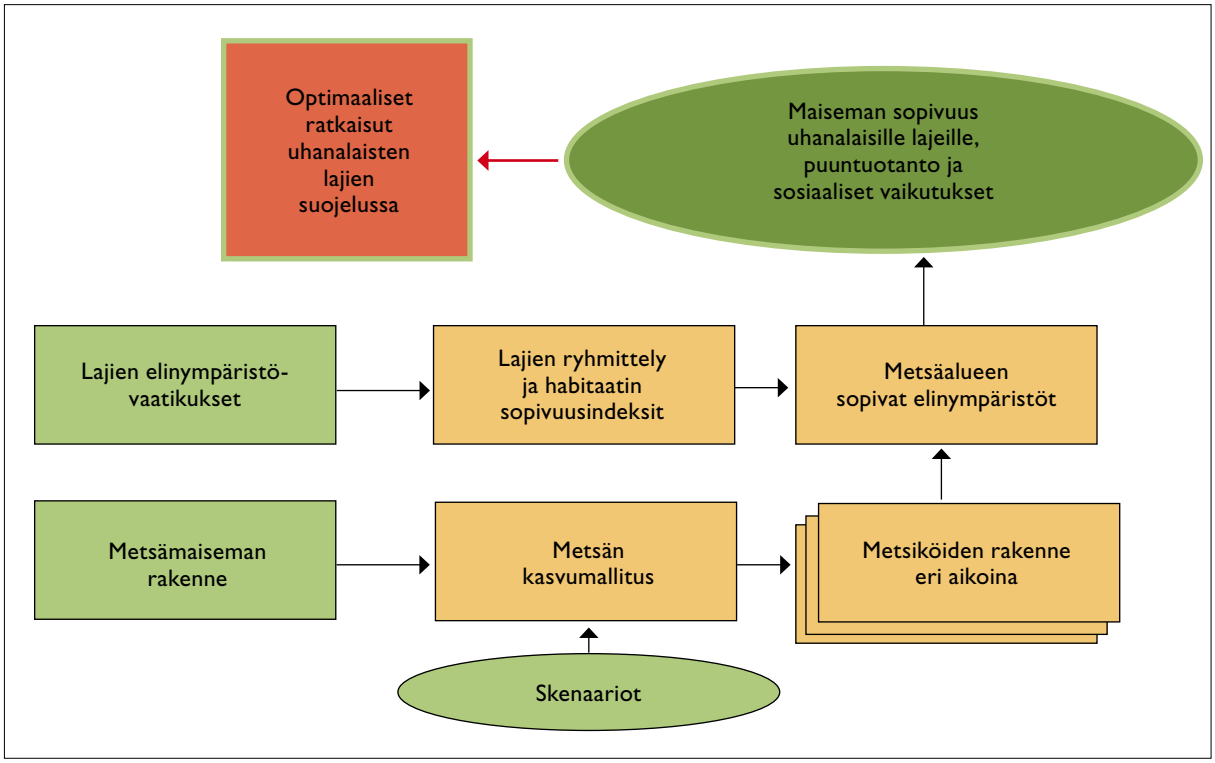
Vaikka siis esimerkkialueemme on tapaustutkimuksen luonteinen, käyttämämme menetelmä on yleisemmin sovellettavissa. Laskelmien pohjana olevat tiedot lajien esiintymisistä, metsien ikä- ja kasvupaikkatiedoista sekä vaikkapa sosiaalisesta rakenteesta tulee kuitenkin sovittaa aina kullekin tarkastelualueelle erikseen. Koska käyttämämme menetelmä on verraten helposti sovellettavissa myös muualle, on sen yleinen menetelmällinen rakenne ja tutkimusaskeleet esitetty sivulla 11 (kuva 1.3).





Kuva 1.2. Lieksan Kitsin tutkimusalue. Ylemmässä kartassa on vihreällä neliöllä kuvattu ekologis-ekonomisen tarkastelun kohteena oleva metsäalue ja sinisellä katkoviivalla sosiaalisen tarkastelun alue. Alemmassa Metsähallituksen kuviokartassa on esitetty metsäalueen nykyinen jakaantuminen talous- ja suojelumetsiin. Kartan sisään jäävät valkoiset alueet ovat vesistöjä ja yksityismaita.

Figure 1.2. The study area in Lieksa. In upper map, the green square indicates the location of forest area used in ecological-economical simulations and blue dots circle the focus area of social studies. In lower map amount of production forests of ecological-economical simulation area are shown by green and protected areas by red color.



Kuva 1.3. Tutkimushankkeessa on yhdistetty lajitason tieto metsien rakennetietoon ja tarkasteltu näitä eri aikakausina ja skenaarioiden yhteydessä. Tarkastelujen perusteella pyritään löytämään optimaalisia metsien käytön ja lajien suojelun vaihtoehtoja, joissa otetaan huomioon myös taloudelliset ja sosiaaliset vaikutukset. Kuvassa esitetään tutkimusproseduurin vaiheet ja niiden kytkeytyminen toisiinsa.

Figure 1.3. The research procedure applied in the current study. Habitat requirements of threatened species are first assessed, and the species are grouped according to their shared requirements to reduce the number of species that can be simultaneously addressed. Landscape changes are modeled with forest growth simulator under different scenarios. These are then combined for information on habitat availability for each species groups. Finally, social and economic considerations are included (green ellipse) and optimal solutions (red box) that aim to balance the different dimensions are sought.

2 Metsien käytön historialliset vaiheet ja sosiaaliset vaikutukset Hattuvaaran–Kitsin kyläalueella

History of forest use and social structure of the Hattuvaara–Kitsi study area

Pertti Rannikko

2.1 Tutkimusalueen erityisluonne

Luonnonvarojen käytön sosiaaliset vaikutukset ovat luonteeltaan aina jossain määrin tapauskohtaisia, ja siksi vaikutusten selvittäminen edellyttää kohdealueen kehityksen ja erityisluonteen ymmärtämistä. Esimerkiksi minkä tahansa alueen metsänkäyttömuotojen sosiaalisten vaikutusten arvioinnin kannalta on tärkeää selvittää, keitä ovat ne ihmiset ja mitkä ovat ne yhteisöt, joiden elämässä tuolla metsäalueella on merkitystä.

Tutkimusalue sijaitsee seudulla, jonka nykyinen asukastiheys on alhainen ja varsinaisella tutkimusalueella ei nykyisin pysyvää asutusta ole. Alueen sosiaalisia vaikutuksia voidaan kuitenkin hahmottaa, kun näkökulmaa laajennetaan alueen ja sen lähiseutujen vuorovaikutukseen ja vuorovaikutuksen historialliseen perspektiiviin. Tutkimusalueen toiminnallinen ja asutuksellinen kehitys onkin kytkeytynyt kiinteästi Lieksan itäisten osien vaiheisiin. Se, mihin paikallisyhteisöön alue kuuluu, ei ole täysin yksiselitteistä, sillä kyläyhteisöjen rajat ja koot ovat maaseudun rakennemuutoksissa viime vuosikymmeninä muuttuneet. Kyläyhteisöllä viitataan paikalliseen sosiaaliseen järjestelmään, johon kuuluu omia instituutioita (palveluja, yhdistyksiä jne.). Kylän asukkaiden välillä on sosiaalista vuorovaikutusta, joka luo yhteisyyttä, identiteettiä (Rannikko 1997a). Kylien rajojen muotoutumisen kannalta keskeinen instituutio on ollut koulu. Tutkimusalueemme lähiympäristö kuului vuosina 1931–1966 Kitsin koulupiiriin. Alueella toimi vuosina 1958–1972 myös oma urheiluseura (Anon. 2003). Kitsin kylästä voidaan siten puhua 1960- ja 1970-lukujen vaihteeseen saakka, minkä jälkeen väen nopean vähenemisen vuoksi Kitsi on ollut muutamista yksittäisistä taloista muodostunut asutus, jonka voi katsoa kuuluvan Hattuvaaran kylään. Sosiaalisten vaikutusten arvioimiseksi onkin syytä tarkastella varsinaista tutkimusaluetta laajempaa Hattuvaaran–Kitsin aluetta (kuva 1.2), jossa asutuksen historia ja kylien elinkaari ovat havaittavissa (vrt. Rannikko 1987, 10, 12).

Tarkastelen tässä luvussa tutkimusalueen metsien käytön muutoksia ja niiden sosiaalisia vaikutuksia kuvaamalla Hattuvaaran–Kitsin alueen elinkaarta. Aineistona käytän kylätutkimuksia, joita Karjalan tutkimuslaitoksen tutkijat ovat tehneet alueella 20 vuoden aikana. Näissä tutkimuksissa on yhdistelty haastatteluilla ja havainnoinnilla saatuja tietoja väestöä ja taloutta koskeviin määrällisiin tietoihin (tuloksia on esitelty mm. julkaisuissa Rannikko 1987, Rimmi 1988, Oksa 1993, Rannikko 1997b). Hattuvaara valittiin tutkimuskyläksi, koska sen kyläkeskus oli tutkimuksen aloittamishetkellä moderni metsureiden asuinpaikka.

Kylätutkijat tekivät vuosina 1984 ja 1985 Hattuvaarassa ja sen ympäristökylissä kenttätöitä useassa jaksossa. Kylien kehityksestä ja kyläläisten elinoloista kerättiin tietoja monella tavalla, mm. tekemällä kyläläisille teemahaastatteluja ja kotitalouksille lomakehaastatteluja, haastattelemalla alueen kehitykseen vaikuttavien toimijoiden edustajia sekä keräämällä aineistoa erilaisista kirjallisista dokumenteista (henkikirjat, metsähallinnon arkistot,

maarekisterit, lehtiartikkelit jne.). (Rannikko 1987, 13–15.) Vuosina 1996 ja 1997 alueella tehtiin pienimuotoinen kenttätutkimus sekä kartoitettiin henkikirjatietojen perusteella alueen väestörakennetta ja kesämökkejä. Syksyllä 2004 tietoja päivitettiin ja täydennettiin kolme päivää kestäneen haastatteluja havainnointimatkan avulla sekä analysoimalla väestörekisteristä saatuja tietoja.

Kuvassa 1.2 rajattu kylätutkimusten kohdealue vastaa Lieksan kaupungin 1980-luvun aluejaoissa suunnilleen Hattuvaaran talouskylää. Myös Hattuvaaran kylätoimikunnan vuonna 2003 julkaisemassa kyläkirjassa on kylän rajat esitetty pääosin samalla tavalla (Anon. 2003).

Hattuvaara sijaitsee keskellä laajoja, yhtenäisiä valtionmaita, joten alueen väestöllinen ja toiminnallinen kehitys on viimeisen runsaan sadan vuoden aikana ollut paljolti riippuvainen Metsähallituksesta ja sen harjoittamasta metsätaloudesta. Hattuvaaran alueen maanomistusolot ovat koko maata ajatellen poikkeukselliset, sillä valtio omistaa yli kaksi kolmasosaa alueesta; loppuosuudesta yhtiöt omistavat jonkin verran enemmän kuin yksityiset (alueen maanomistuskartta ks. Rannikko 1987, 11). Koko Suomen metsätalousmaasta valtion omistusosuus on 34 prosenttia, yhtiöiden 8, yksityisten 54 ja kuntien, seurakuntien ja säätiöiden 5 prosenttia (STV 2003, 171). Valtion omistamat metsäalueet sijaitsevat pääosin Itä- ja Pohjois-Suomen syrjäseuduilla. Juuri tälle alueelle tutkimusprojektin tulokset ovat parhaiten yleistettävissä. Sen sijaan yksityismetsänomistuksen ja pienmetsätalouden hallitsemassa Etelä- ja Länsi-Suomessa tutkimustulosten yleistettävyys on huomattavasti kyseenalaisempi.

2.2 Valtion metsien suurhakkuut

Yksityismetsillä ja pienmetsätaloudella on nykyään hallitseva asema Suomen puuntuotannossa, mutta näin keskeisen aseman se saavutti vasta 1960-luvun aikana. Aikaisemmin suurmetsätalouden, ts. valtion ja yhtiöiden puuntuotannon painoarvo oli nykyistä suurempi. Metsähallituksen osuus markkinahakkuiden kokonaismäärästä oli 1950-luvun lopulla 20 prosenttia ja metsäyhtiöiden 18 prosenttia (Tervo 1978). 1970-luvun alkupuolella vastaavat prosenttiluvut olivat 10 ja 7, millä tasolla ne ovat suunnilleen vielä nykyäänkin.

Suurimmat savotat olivat aikoinaan juuri valtion ja yhtiöiden omistamissa metsissä, joissa puunkorjuusta vastasi palkattu metsätyövoima. Maanviljelijöiden omistamissa metsissä puunkorjuu oli yleensä tasaisempaa ja pienimittakaavaisempaa, sillä metsätöillä työllistettiin tilan miehiä ja hevosia talvisin maataloustöiden luppokautena. Metsätyömiesten ammattikunta keskittyikin Itä- ja Pohjois-Suomen niille alueille, joissa valtio ja yhtiöt omistivat suuria metsäalueita (Rannikko 1989, 88–92). Koska metsätyö oli kausiluontoista, etupäässä talviaikaan ajoittuvaa, harjoittivat metsätyöläisperheet yleensä myös pienimuotoista viljelyä ja karjanpitoa.

Laajamittaisempi puunkorjuu alkoi Hattuvaaran ympäristön valtion mailla 1890-luvulla. Aluksi puut myytiin enimmäkseen pystyyn huutokaupassa eniten tarjoavalle, joka sai myös huolehtia puiden hakkuusta ja kuljetuksesta. Savotat aloitettiin parhaiden uittoväylien varsilta, mistä niitä ulotettiin yhä etäämmälle yläjuoksulle ja siten yhä syrjäisemmille seuduille. Savotoiden alkuaikoina otettiin metsistä vain järeätä tukkipuuta, jota hakattiin vain talviaikaan. 1920-luvulta lähtien alettiin ottaa yhä enemmän myös pienempää puuta pinotavaraksi, jonka teko alkoi jo elokuussa. Metsätyön vuotuinen eteneminen noudatti tarkoin vuodenaikojen vaihtelua, ja eri vaiheiden onnistuminen oli ratkaisevasti luonnonolosuhteista riippuvaista. Lumi ja soiden jäätyminen mahdollistavat puiden kuljettamisen hevosilla uittopurojen varsille, mistä ne saatiin kevättulvien turvin pääuittoväylille (tarkempia lukuja ks. Rannikko 1987, 39–40).

Sotien jälkeisinä jälleenrakennuksen vuosina alkoivat valtion metsämailla puhallella uudet tuulet. Vaikka valtion maiden pinta-ala pieneni asutustoiminnan vuoksi, vaadittiin niiden hakkuumääriä voimakkaasti lisättäväksi. Metsähallitus alkoi toteuttaa ns. syrjäseutuohjelmaa. Aikaisemman puunmyyntitavan tuloksena (rajatulta alueelta myytiin tietty määrä runkoja) valtiolla oli suuri määrä kesken jääneitä hakkuualueita, joiden hakkuut nyt saatettiin loppuun. Hakkuut kohdistettiin myös aikaisemmin käsittelemättömiin, yli-ikäisiin metsiin, joiden runsauden katsottiin alentavan valtion metsien kasvua. Avohakkuu nähtiin näissä metsissä metsähoidollisesti ainoaksi mahdollisuudeksi. Näiden keskitettyjen hakkuiden tuloksena syntyi myös Lieksan valtion mailla laajoja, yhtenäisiä, paljaaksi hakattuja alueita. Nämä lyhyelle ajanjaksolle keskittyneet suurhakkuut vinouttivat metsien ikärakenteen, mikä näkyy vielä nykyäänkin (Oravuo 1994).

Tieverkoston rakentamisen myötä myös sellaiset metsäalueet, joiden läheisyydessä ei virrannut uittokelpoisia puroja tai jokia, voitiin ottaa hakkuiden piiriin. Erityisen tärkeä oli 1950-luvulla valmistunut tie, joka yhdisti Lieksan ja Ilomantsin suuret valtionmetsät ja toimii alueen autotieverkon

runkotieverkkona. Vielä ennen sotia oli osa Lieksan valtionmetsistä nollarajan takana, ts. alueella, jossa puun hankintakustannukset olivat niin suuret, ettei sille jäisi ollenkaan kantorahaa eli hintaa. Sotien jälkeen nollaraja saavutti varsin pian valtakunnan rajan. Metsähallituksen puiden myyntitapakin muuttui olennaisesti, sillä se luopui pystymyynnistä ja siirtyi kokonaan omiin hankintoihin ja puutavaran toimittamiseen valmiiksi asemille.

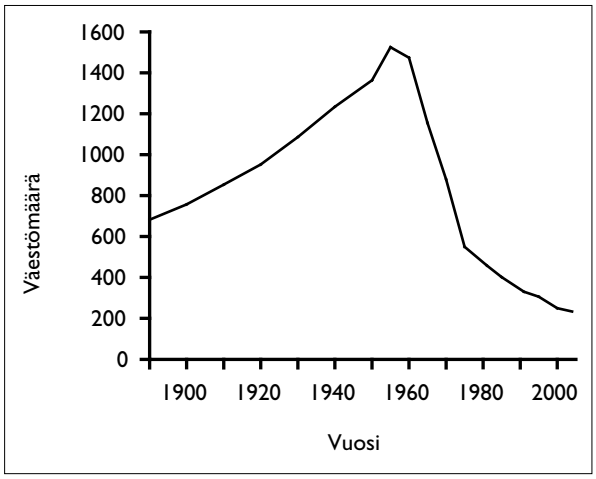
Valtionmailla metsätalouden intensiivisin vaihe jatkui 1950-luvun loppuun saakka. Noina vuosina Hattuvaaran ympäristössä työskenteli joka talvi metsähallituksen savotoilla sadoittain miehiä ja hevosia. Asutustoiminnan ja Metsähallituksen suurhakkuiden ansiosta laajeni metsätyömies-pienviljelijöiden ammattikunta alueen kylissä. Metsätyön ja pientilan välinen kytkentä oli tärkein syy siihen, että uusia tiloja voitiin perustaa ja entiset saattoivat pienuudestaan huolimatta säilyä. 1950-luku olikin Hattuvaaran tapaisilla syrjäseuduilla vilkasta aikaa, mikä näkyy myös väestömäärässä (ks. kuva 2.1). Alueella oli tuolloin useita kyläyhteisöjä, joissa kussakin oli oma paikallinen sosiaalinen järjestelmänsä kouluineen, kauppoineen, seuroineen ja yhdistyksineen. Kitsin lisäksi oma kansakoulu oli Hattuvaaran kyläkeskuksessa Viisikossa, Kontiovaarassa, Hovinvaarassa ja Hirvivaarassa (Anon. 2003, 43–57).

2.3 Metsätyövoiman tarve romahtaa

Puunkorjuu säilyi Suomessa pitkään työvaltaisena. Kansainvälisen kilpailun kiristyessä myös Suomessa Metsähallituksen ja metsäyhtiöiden mielenkiinto puunkorjuun tehostamiseen lisääntyi 1950-luvulla, mutta erityisesti 1960-luvulla. Metsätyöt koneellistettiin täällä nopeasti ja dramaattisesti, runsaassa kymmenessä vuodessa. Moottorisaha ja traktori korvasivat ihmistyövoimaa ja elävää hevosvoimaa. Uuden tekniikan osaksi kytkettiin myös uusia metsänkasvatuksen keinoja, kuten voimaperäinen maaperän käsittely, kemiallinen lannoitus ja vesakontorjunta.

Uusien mallien tulemista Hattuvaaran ympäristön metsiin voidaan seurata Koitereen hoitoalueella. Se muodostui silloisen Pielisjärven (nyk. Lieksa) kunnan alueella olevista valtionmetsistä, joista puut uitettiin Koitereeseen. Hoitoalueella näyttää vuosikertomusten mukaan erityisesti 1960-luvun jälkipuolisko olleen innovatiivista aikaa, jolloin otettiin käyttöön ”ensimmäistä kertaa” monia metsänhoidollisia uutuuksia: vuonna 1965 käytettiin ensimmäistä kertaa vesakoiden torjuntaan lentokonetta, vuonna 1966 suoritettiin ensimmäisen kerran kovalla maalla metsälannoitusta, vuonna 1967 suoritettiin ensimmäisen kerran metsäaurausta ja vuonna 1968 lentolannoitusta.

Laajakantoisin innovaatio tuli hoitoalueelle vuonna 1967, kun se otti työsuhteeseen 20 hakkuumiestä vakituisiksi metsureiksi. Uusien metsätyökoneiden taloudellinen käyttö edellytti ympärivuotista työskentelyä, joten kausityötä tekevät metsätyömies-pienviljelijät korvattiin 1960- ja 1970-lukujen vaihteessa päätoimisilla metsureilla. Pienviljelyn ja metsätyön yhteyden katkeaminen vei lukuisilta pientiloilta toimintaedellytykset. Työikäisillä ja työikään kasvaneella nuorisolla ei ollut Hattuvaaran alueella muuta mahdollisuutta kuin muuttaa etsimään työtä Etelä-Suomen kaupungeista. Kun alueen kylissä asui vuonna 1955 vielä 1525 ihmistä, oli asukkaita 50 vuotta myöhemmin enää 234 (kuva 2.1).



Kuva 2.1. Hattuvaaran ja sen ympäristökylien väkiluvun kehitys 1890–2004. Hattuvaaran lisäksi mukaan on laskettu Kontiovaaran, Kitsin, Louhivaaran, Sikovaaran ja Siikavaaran maarekisterikylien asukkaat. Lähteenä Pielisjärven ja Lieksan henkikirjat eri vuosilta.

Figure 2.1. Human population trends in Hattuvaara and its surroundings in years 1890–2004.

Hattuvaaran alueella muutoksen rajuutta lisäsi se, että metsätyön koneellistamisen kanssa samoihin vuosiin ajoittui myös valtion metsien hakkuumäärien puolittuminen sotien jälkeisten liikahakkuiden jälkeen. Kun hakkuupoistuma Koitereen hoitoalueella oli vuosina 1956–1958 vielä keskimäärin 132 000 kuutiometriä vuodessa, oli se 1960-luvun alkuvuosina enää 63 000 kuutiometriä (Rannikko 1987, 149).

Metsätaloudessa ja metsätyössä tapahtuneet muutokset olivat niin rajuja, että ihmiset ja kyläyhteisöt eivät pystyneet niihin ongelmitta sopeutu-

maan. Jatkuvasti pienenevän väestömäärän varaan ei voitu enää organisoida palveluja ja toimintoja. Paikallinen sosiaalinen järjestelmä ei enää toiminut, mikä kiihdytti edelleen autioitumiskierrettä. Aivan kaikki metsätöiden varassa olleet kylät eivät kuitenkaan tuolloin autioituneet. Muutama laajojen valtionmetsien keskellä sijaitseva kylä kehittyi uudenlaisen, vakinaisen metsurikunnan asuinpaikaksi. Hattuvaaran alueella tällaiseksi moderniksi metsurikyläksi kehittyi kyläkeskus, jota kutsutaan myös Viisikoksi. Kyläkeskuksen väkiluvun supistuminen kääntyi kasvuksi, kun Metsähallitus rakennutti sinne vuosina 1974–1976 kaksi rivitaloa metsureilleen. Uusi puunkorjuuteknologia edellytti toisentyyppistä asutusrakennetta kuin lihas- ja hevosvoiman aikana, jolloin oli taloudellista hajottaa työntekijät asumaan ympäri metsiä pientiloille. Nyt tuli edullisemmaksi keskittää metsätyömiehet asumaan pieniin kyläkeskuksiin, joista heidät oli helppo aamuisin yhteiskuljetuksella siirtää leimikolle ja illalla taas pois. Kun Lieksan kaupunki rakennutti Viisikkoon vuonna 1982 kaksi rivitaloa, keskittyivät kaikki alueen palvelut ja yhä suurempi osa asukkaista sinne. (Rannikko 1987, 71–76.)

2.4

Riippuvuus metsätaloudesta ja Metsähallituksesta katkeaa

Metsätöissä elettiin 1970-luvun puolivälin jälkeen kymmenen vuotta eräänlaista suvantovaihetta, jossa metsureiden työllisyystilanne ja lukumäärä pysyivät melko vakaina. Monitoimikoneita oli ilmestynyt Lieksankin metsiin, mutta niiden käyttö levisi aluksi hitaasti. 1980-luvun puolivälissä tapahtui käänne ja ne alkoivat yleistyä nopeasti. Myös Metsähallitus, joka oli aikaisemmin suhtautunut pidättäytyväisesti koneellistamiseen vedoten työllistämisvelvollisuuteensa, muutti strategiaansa ja otti monitoimikoneet metsiinsä. Syksyllä 2004 Metsähallituksen leimikoilla Hattuvaaran alueella puunkorjuusta vastasi kolme hakkuukonetta. Puut kaatavan, karsivan, katkovan ja mittaavan hakkuukoneen lisäksi kuhunkin korjuuketjuun kuuluu kuljetuskone. Urakoitsijat ja kuljettajat ovat Lieksan keskustasta ja Nurmeksesta. Hattuvaaran ympäristön valtionmetsissä työskentelevien ja alueella asuvien metsurien määrä on laskenut vuosien 1984 ja 2004 välillä 30:stä viiteen. Metsähallitus ei 1980-luvun puolivälin jälkeen ole palkannut alueelle yhtään uutta vakituista metsuria. Se ei ole tosin myöskään irtisanonut metsureita. Sitä mukaa kuin metsurit ovat jääneet eläkkeelle, on puunkorjuu siirretty monitoimikoneille.

Metsähallituksen metsureiden määrän väheneminen näkyy selvästi Hattuvaaran ympäristössä, etenkin sen kyläkeskuksessa Viisikossa. Kun metsätyön koneellistamisen ensimmäinen aalto autioitti 1960- ja 1970-luvuilla Hattuvaaran alueen sivukylät, kypsytti toinen aalto kyläkeskuksen. Vireästä metsureiden asuin- ja palvelukylästä ei ole vuonna 2004 enää jäljellä minkäänlaisia merkkejä. Kun Viisikon asukasmäärä 1970-luvulla selvästi kasvoi, on se vuosina 1984–1996 laskenut 142:sta 83:een ja vuosina 1996–2004 edelleen 65:een. Kyläkeskusajattelu on kokenut siinäkin mielessä umpikujan, että miltei kaikki Viisikon palveluista on 1980-luvun puolivälin jälkeen lakkautettu: baari, Osuuspankin konttori, toinen kauppa, posti, neuvolan sivupiste ja viimeisenä vuonna 2003 koulu. Hattuvaaran koulupiirin alueella asuvilla Metsähallituksen vakituisilla metsureilla oli alle kouluikäisiä lapsia vuonna 1984 18, vuonna 1996 10 ja vuonna 2004 enää 1. Vuonna 1982 valmistuneet kaupungin rivitalot on pari vuotta sitten suljettu kokonaan asukkaiden loppuessa. Metsähallituksen rivitalot ovat vielä asuttuina, tosin asukkaista enää kaksi on metsureita.

Elämisen edellytykset ja kylien kohtalot näyttävät viime vuosisadalla kehittyneen Hattuvaaran alueella paljolti metsätalouden ja metsätöiden tahdittamina. Työllisyyden romahdettua ei metsätaloudesta koidu alueelle enää kovin paljon hyötyjä, sillä valtaosa puun myyntituloista virtaa suurimman maanomistajan, valtion, kassaan. Tällä hetkellä ja tulevaisuudessa alueen kehitys ei ole riippuvainen Metsähallituksesta ja metsätaloudesta. Myös maataloudesta toimeentulonsa saavien määrä on vähentynyt, joten tällä hetkellä alueella on vain 5–7 päätoimista maatilaa. Sen sijaan runsaan 30 kilometrin päässä Lieksan keskustassa palvelualoilla työssä käyvien määrä on kasvanut ja vuonna 2004 heitä on noin 15, etupäässä naisia. Myös Rajavartiolaitos työllistää tällä hetkellä enemmän hattuvaaralaisia kuin Metsähallitus, kaikkiaan 7 henkilöä.

Vaikka metsätyöt eivät enää tarjoakaan työmahdollisuuksia, ovat ainakin muutamat Hattuvaarassa asuvat työllistyneet muille aloille. Kylä ei siten rajuista muutoksista huolimatta välttämättä ole kokonaan tyhjenemässä. Samaan viittaa myös kylän väestön ikärakenteen kehitys. Hattuvaaran alueen väestödynamiikkaa on kuvattu taulukolla 2.1, josta ilmenevät alueella vuosina 1984, 1993 ja 2004 asuneet ikäkohorteittain. Taulukosta havaitaan, että väestön vähenemisen on aiheuttanut ennen muuta 1920-luvulla ja aikaisemmin syntyneiden ikäluokkien nopea supistuminen. Vanhusten kuoleminen tai muutto Lieksan keskustaan on siten selvästi suurin Hattuvaaran väkilukua vähentä-

nyt tekijä. Voimakkaasti supistuneita ikäkohortteja ovat myös vuosina 1965–1984 syntyneet. Nuorten tullessa kodista irtautumis- ja työmarkkinoille siirtymisikään he ovat muuttaneet etsimään työ- ja koulutuspaikkoja muualta, kun niitä ei ole ollut tarjolla kotiseudulla.

Taulukko 2.1. Hattuvaaran alueella vuosina 1984, 1993 ja 2004 asuneiden määrät syntymävuoden mukaan (lähteenä Lieksan henkikirjat eri vuosilta).

Table 2.1. Cohorts of human population of Hattuvaara in years 1984, 1993 and 2004.

	1984	1993	2004
1920-luvulla ja aikaisemmin syntyneet	120	71	21
1930–1944 syntyneet	85	74	52
1945–1954 syntyneet	41	43	46
1955–1964 syntyneet	57	38	42
1965–1974 syntyneet	55	30	12
1975–1984 syntyneet	40	37	8
1985–1994 syntyneet	-	33	28
1995–2004 syntyneet	-	-	18
Asukkaita yhteensä	398	326	227

Sen sijaan sotien jälkeen, vuosina 1945–1955 syntyneet suuret ikäluokat eivät ole Hattuvaarassa enää vuoden 1984 jälkeen supistuneet. Tähän ikäkohorttiin kuuluneiden lähtö kylästä tapahtui jo 1960- ja 1970-luvuilla, jolloin miltei 90 prosenttia ikäluokkaan kuuluvista muutti pois alueelta (Rannikko 1987, 66). Ne ikäluokkaan kuuluvista, jotka eivät silloin lähteneet, näyttävät jäävän kylään ja muutama paluumuuttaja ja uusi asukaskin on muuttanut sinne. Sama ilmiö on havaittavissa parhaillaan myös vuosina 1955–1964 syntyneiden ikäkohortissa, joka on kasvanut jonkin verran viimeisen kymmenen vuoden aikana. Myöhemmässä aikuisiässä olevien määrien vakiintuminen antaa viitteitä siitä, ettei Hattuvaaran alue ole lähivuosikymmeninä kokonaan autioitumassa. Alue on jo maa- ja metsätalouden rakennemuutoksensa paljolti läpikäynyt, samoin myös palvelujen häviämisen. Yksittäisiin asumuksiin näyttää kuitenkin jäävän jonkin verran ihmisiä, jotka tyytyvät asumaan kaukana peruspalveluista ja muista ihmisistä. Se, että kylässä on edelleen myös lapsia, kertoo siitä, että alueella asuu myös kokonaisia perheitä. Vaikka Hattuvaaran väkilukukäyrän vähenevä suunta lähivuosikymmeninä todennäköisesti jatkuu, houkuttelee syrjäisen maaseudun elämäntapa myös jatkossa yksittäisiä ihmisiä asumaan alueelle.

2.5

Metsien uudet merkitykset

Samaan aikaan kun metsätalouden tarjoamien työpaikkojen merkitys Lieksan valtionmetsissä romahti, kasvoi luonnonsuojelun ja virkistyksen merkitys metsien käyttömuotona. Luonnonsuojelusta tuli vähitellen Metsähallituksen toinen päätehtävä metsätalouden rinnalle (Raitio ja Rannikko 2006). Hattuvaaran alueen ympäristössä on nykyään useita suojelualueita. Alueen eteläosaan perustettiin vuonna 1982 Patvinsuon kansallispuisto, joka on merkittävä suoluonnon suojelu- ja tutkimusalue ja jossa on myös edustavia vanhoja metsiä ja kauniita vesistöjä. Alueen pohjoispuolella on vuonna 1987 Ruunaan koskien ympärille perustettu retkeilyalue ja vuonna 1991 Ruunaanjärven itäosiin perustettu luonnonsuojelualue. Näiden kahden suojelualueen välissä on vanhojen metsien saarekkeita, jotka on suojeltu vuonna 1996 hyväksytyllä vanhojen metsien suojeluohjelmalla. Kaikkien näiden suojelualueiden perustaminen herätti aikoinaan paikallisella tasolla runsaasti vastustusta (Eisto 1997). Vielä edelleenkin suojelemisen katsotaan olevan alueen autioitumisen keskeinen aiheuttaja (ks. esim. Hattuvaaran Kyläyhdistyksen julkaisemaa kyläkirjaa Anon. 2003, 243).

Olisiko Hattuvaaran alueella tällä hetkellä töissä nykyistä merkittävästi enemmän metsureita, mikäli sinne ei olisi perustettu luonnonsuojelualueita? Tätä on vaikea uskoa, kun otetaan huomioon Metsähallituksen jo lähes kaksikymmentä vuotta jatkunut toiminta, jonka yhtenä pyrkimyksenä on ollut antaa puunkorjuu kokonaan koneille sitä mukaa kun metsurit siirtyvät eläkkeelle. Siinä tapauksessa, jos Metsähallitus olisi jatkanut miesvaltaista puunkorjuuta, olisi luonnonsuojelualueilla voinut olla negatiivisia vaikutuksia alueen kehitykseen. Nyt luonnonsuojelualueet työllistävät jopa Hattuvaaran viittä jäljellä olevaa metsuria, sillä he ovat viime vuosina tehneet talvisin puunkorjuun asemesta luonnonsuojelualueilla ennallistamistöitä.

Toisaalta voidaan sanoa, että vaikka luonnonsuojelualueet ovatkin parantaneet mahdollisuuksia metsien ja soiden monikäyttöön, näiden alojen tarjoamat työpaikat lisääntyvät kuitenkin suhteellisen hitaasti, eivätkä välttämättä synny sinne, mistä metsätalouden työpaikat ovat kadonneet. Hattuvaaran alue ei ole ollut yhtä keskeisessä asemassa Metsähallituksen virkistysalueiden kehittämishankkeissa kuin Ruunaan retkeilyalue, jossa vierailee vuosittain noin 100 000 ihmistä ja jonka työllisyysvaikutuksen on arvioitu olevan noin 30 henkilötyövuotta (Eisto 2003). Hattuvaarassa Metsähallituksen uusi rooli näkyy selvimmin lisään-

tyneenä metsästyksenä, jota ei harjoiteta luonnonsuojelualueilla vaan talousmetsissä. Valtionmaiden merkitys on keskeinen koko Lieksan metsästykselle, sillä Lieksan riistanhoitoyhdistyksen 2 200 jäsenestä metsästää yhdistyksen toiminnanohjaajan mukaan valtionmailla ainakin puolet (puhelinhaastattelu 25.8.2005). Sen jälkeen kun Metsähallitus alkoi markkinoida ja myydä tehokkaasti metsästyslupia, alkoi ulkopaikkakuntalaisten metsästäjien määrä lisääntyä. Etenkin karhunmetsästäjät ja pienriistanmetsästäjät tulevat valtionmaille muualta, useimmiten Etelä-Suomesta.

Metsästyslupia Metsähallitus markkinoi matkailupalveluihin erikoistuneen Villi Pohjolan kautta. Tuotemerkin toiminta näkyy Hattuvaaran ympäristössä myös markkinoimiensa kymmenkunnan mökin tai kämpän vuoksi. Majoituspalveluja Hattuvaaran alueella on jo usean vuosikymmenen ajan tarjonnut myös yksityinen matkailuyritys, jonka vilkkain sesonki ajoittuu syksyiseen metsästys- ja marjastusaikaan. Tällöin myös muutamat henkilöt ja yhdistykset tarjoavat yksittäisiä mökkejä vuokralle. Linnunmetsästäjiä riittää pitemmäksi ajaksi, minkä lisäksi alueella majoittuu noin viikon ajan kymmeniä eteläsuomalaisia karhunmetsästäjiä. Talvella matkailijamäärät ovat sen sijaan hyvin vähäisiä, joskin alueella on juuri aloittanut nuori koiravaljakko-yrittäjäpariskunta, jonka asiakkaat tulevat lähinnä Englannista ja Hollannista.

Vaikka paikkakuntalaiset ovatkin paljolti siirtyneet metsästämään pienriistaa valtionmailta yksityisille maille, on hirvenmetsästäjien enemmistö edelleen valtionmaillakin paikkakuntalaisia. Muutamalla muualta tulevilla hirviseurueilla on myös pitempiaikaiset vuokrasopimukset, joilla Metsähallitus on viime aikoina pyrkinyt järjestämään maillaan hirvenmetsästyksen. Niinpä tutkimusalueella ja sen lähiympäristössä metsästävät niin paikkakuntalaiset kuin muualta tulevat hirviseurueet. Ulkopaikkakuntalaiset hirviseurueet käyttävät tukikohtanaan ostamaansa Pusurin kämppää, jossa metsätöiden kukoistuskautena olivat majoittuneet metsätyömiehet. Tutkimusalue kuuluu Villi Pohjolan pienriistan metsästyksen markkinoinnissa Elimo–Kitsi–Piilo -metsästysalueeseen (ks. Villi Pohjolan www-sivut 2005). Hattuvaaran ympäristön vakiintunein metsästysseura on vuonna 1959 perustettu Viisikon Erämiehet, jolla on laajat metsästysalueet niin yksityismailla kuin valtion ja metsäyhtiöidenkin mailla (Anon. 2003, 211-212). Samaan aikaan kun lähes kaikki muut alueen toimintaa kuvaavat käyrät ovat laskeneet, on seuran jäsenmäärä tasaisesti kasvanut ollen vuosituhannen vaihteessa jo yli 100.

Vielä nopeammin kuin metsästysharrastus on Hattuvaaran alueella kuitenkin kasvanut viimeisen kahdenkymmenen vuoden aikana toinen virkistysmuoto, nimittäin kesämökkeily. Autioiksi jääneillä kotitiloillaan lomailevien perikuntien tilalle suurimmaksi loma-asukasryhmäksi ovat kasvaneet tulokkaat, jotka ovat rakennuttaneet uusia loma-asuntoja pienten järvien rannoille (Ritojärvi, Hangasjärvi, Murtojärvi, Riuttajärvi, Varpojärvi). Näiden uusien mökkien ansiosta vapaa-ajan asuntojen määrä kasvoi alueella nopeasti: vuonna 1985 niitä oli 42, vuonna 2005 luku oli jo 148 (lähteenä väestörekisteritiedot eri vuosilta). Puolet kesäasuntojen omistajista asuu Pohjois-Karjalan ulkopuolella, etupäässä pääkaupunkiseudulla. Hattuvaaran alueella on jo nyt enemmän kesämökkejä kuin ympäri vuoden asuttuja taloja, joita on noin 100.

2.6 Uudenlaiset vaatimukset ja odotukset

Kun ajatellaan sosiaalisia vaikutuksia, ts. merkitystä ihmisille, voidaan kokonaisarviona todeta, että Hattuvaaran alueen metsien, soiden ja järvien käytössä on tapahtunut kahdenkymmenen vuoden aikana suuri muutos. Alueen käytössä saatetaan parhaillaan elää siirtymäkautta teollisesta ”jälkiteolliseen aikaan”. Teollisena kautena alue toimi ennen muuta metsäteollisuuden raaka-aineen hankinta-alueena. Metsätalouden teollista luonnetta voimisti suurmetsätalouden hallitseva asema, jolloin kaikki toiminta oli suurimittakaavaista ja massiivista. Niinpä sotien jälkeiset suurhakkuut kohdistuessaan ikimetsiin vähensivät nopeasti ja dramaattisesti luonnon monimuotoisuutta, vaikka tätä ei sen ajan tietämyksen perusteella vielä ymmärrettykään. Tuon ajan teknologialla toteutettu puunkorjuu vaati suunnattomat määrät työvoimaa, minkä seurauksena rajakylien väkiluku kasvoi ennätyslukuihin ja elämämeno ennennäkemättömän vilkkaaksi. Tästä kylien kukoistuksesta siirryttiin nopeasti autioitumiskierteeseen, kun samoihin aikoihin ajoittunut liikahakkuista luopuminen ja metsätyön koneellistaminen romahduttivat kylien asukkailta toimeentulomahdollisuudet. Lopullisesti paikallinen sosiaalinen järjestelmä romahti 1990-luvulla, kun puunkorjuu siirtyi metsureilta monitoimikoneille. Samaan aikaan kun sosiaalinen kriisi alueella kärjistyi, alettiin ekologisen kriisistä olla jo laajasti tietoisia. Hattuvaaran alueelle on perustettu useita luonnonsuojelualueita, joilla luontoa on alettu palauttaa lähemmäksi luonnontilaa.

Hattuvaaran alueen metsät ovat toki edelleenkin metsäteollisuuden raaka-ainelähteenä, mutta kylissä asuvien toimeentulo ei ole enää riippuvai-

nen niiden teollisesta käytöstä. Metsistä ollaan tulevaisuudessa toisella tavalla riippuvaisia: ne ovat virkistyksen ja elämysten lähteitä, minkä lisäksi niillä on keskeinen merkitys luonnon monimuotoisuuden säilyttäjänä. Virkistystä, marjoja, sieniä ja riistaa metsät ovat tuottaneet paikallisille ihmisille aina, mutta nykyään ja tulevaisuudessa niistä saavat osansa myös ulkopuoliset. Enemmistö alueen metsissä, soilla ja järvillä liikkujista on jo kesämökkiläisiä, metsästäjiä ja matkailijoita. Matkailuun ja virkistykseen sisältyy alueella sen verran potentiaalia, että elinkeinon tarpeet tulevat ilmeisesti jatkossa aikaisempaa voimakkaammin esiin esimerkiksi keskusteltaessa metsien käyttötavoista.

Vaikka Lieksan rajakylissä voidaan alkaa miettiä suurmetsätalouden oikeutusta, sama ei yhtä helposti tapahdu koko Lieksassa, sillä siellä on Enon ohella Pohjois-Karjalan kunnista eniten metsäteollisuutta. Vuonna 2004 Pankakosken kartonkitehdas ja puuhiomo, Kevätniemen saha ja Lieksan pakkaustehdas työllistivät yhteensä yli 500 työntekijää (Saarelainen 2004, 212–213). Vaikka Hattuvaaran ympäristön valtiometsien puunkorjuu ei enää annakaan toimeentuloa ja hyvinvointia, luodaan siellä korjatulla ja Lieksassa jalostetulla puulla toimeentuloa kaupungin alueella (Vatanen 2001).

Metsien käytön sosiaalisia vaikutuksia arvioitaessa onkin tärkeää erottaa tosistaan eri aluetasot. Sama yhteiskunnallinen prosessi voi johtaa erilaisiin ilmenemismuotoihin riippuen siitä, minkälaiset paikalliset rakenteet ja olosuhteet se kohtaa. Vaikutukset voivat olla kylätasolla jopa erisuuntaisia kuin koko kunnan tasolla. Luonnonvarojen käytön sosiaalisia vaikutuksia arvioitaessa kunnan tai seutukunnan taso on usein sopivan kokoinen tarkasteluyksikkö, mutta silloinkin on otettava huomioon kunnan eri osa-alueet.

3 Taloudelliset näkökulmat monimuotoisuuden suojelun ja puuntuotannon yhdistämisessä

Economic aspects for joint management of timber and biodiversity

Jukka Matero

3.1

Johdanto

Monimuotoisuuden suojelulla on tavoiteltujen ekologisten suojeluvaikutusten lisäksi aina myös yhteiskunnallisia ja taloudellisia vaikutuksia. Lisäksi etenkin talousmetsien monimuotoisuuden suojelumahdollisuuksiin vaikuttavat monet yhteiskunnalliset ja taloudelliset tekijät, kuten pääomamarkkinoiden korkotaso ja puutuotteiden maailmanmarkkinahinta. Nämä tekijät aiheuttavat sen, että suojelussa on aina mukana myös taloudellisten ja yhteiskunnallisten voimavarojen rajallisuus ja siitä seuraava valintaongelma: mikä on tehokkain tapa käyttää rajalliset voimavarat.

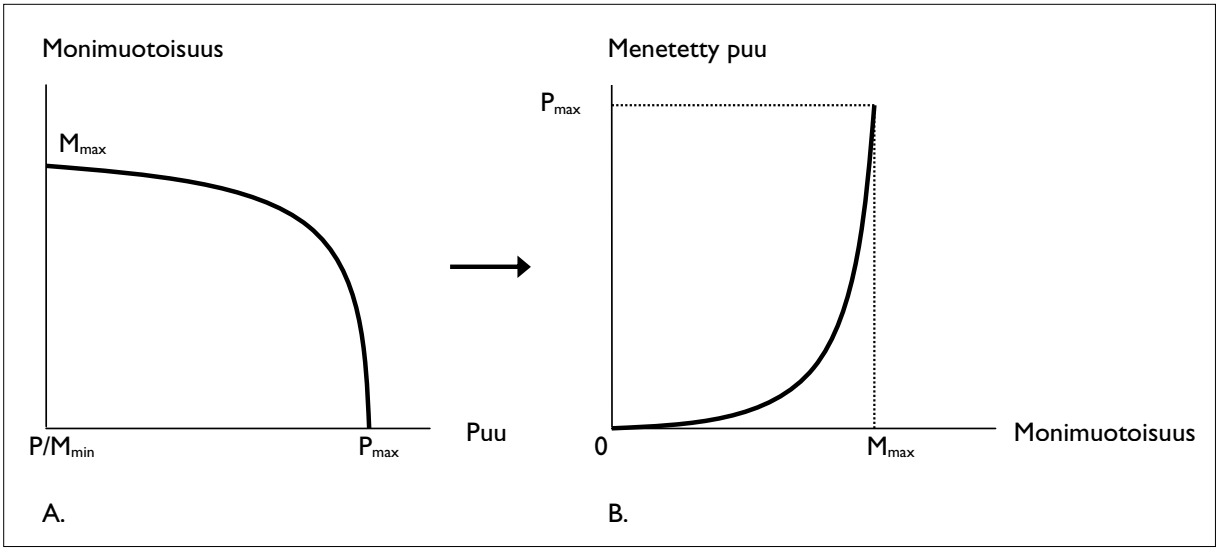
Jos rajalliset voimavarat otetaan huomioon, yhteiskunnan kannalta optimaalinen monimuotoisuuden suojelu maksimoi suojelun kokonaishyötyjen ja kokonaiskustannusten erotuksen. Yhteiskunnallisiin hyötyihin on periaatteessa sisällytettävä kuluttajien kokemat monimuotoisuuden säilymisen tuottamat suorat hyvinvointivaikutukset (mm. olemassaoloarvojen muutokset) sekä mahdollinen puutuotteiden ostajien lisämaksuhalukkuus (ns. vihreä kysyntävaikutus) suojelun seurauksena. Vihreä kysyntävaikutus tai puun tuontimahdollisuus lisäävät suojelun optimimäärää, lopputuotteiden hintatason nousu laskee sitä (M. Ollikainen, esitelmä tutkijoiden metsäpalaverissa Koli 2.–4.2.2005). Puun tuontimahdollisuus alentaa suojelun yhteiskunnallisia kustannuksia kotimaassa, mutta samalla myös pienentää suojelun ekologista vaikuttavuutta maailmanlaajuisesti, mikäli saman lajiston suojelu voidaan toteuttaa muualla (Sedjo 1995, Perez-Garcia 1995, Mayer ym. 2005). Ulkomaankauppa voi siis tietyissä suojelutilanteissa ”vuotaa” kotimaisen suojelun vaikutuksista osan ulkomaille (esim. Bolkesjø ym. 2005).

Suojelun tasotavoitteesta riippumatta suojelulla on myös kustannustehokkuustavoite: suojelun vaihtoehtoiskustannuksen (eli suojeluun käytettyjen voimavarojen parhaassa mahdollisessa vaihtoehtoisessa käytössä menetetyn arvon) minimointi. Vaihtoehtoinen käyttö voi tarkoittaa puuntuotantoa, mutta myös hiilen sidontaa tai vaihtoehtoisia suojelutavoitteita, esim. suojelua kaipaavan kohdelajiston muuttamista (Nalle ym. 2004).

3.2

Tuotantomahdollisuuksien rajan käsite

Tuotantomahdollisuuksien raja ilmaisee ne puun ja monimuotoisuuden yhdistelmät, jotka voidaan tuottaa tietyllä tuotannontekijöiden (effort, management intensity) (ja muiden tuotosten) määrällä (kuva 3.1A). Raja ilmoittaa samalla teknisesti tehokkaat tuotosyhdistelmät. Teknisesti tehokkaita ovat sellaiset tuotosyhdistelmät, joissa monimuotoisuuden lisäämiseksi on vähennettävä tuotetun puun määrää, koska puun ja monimuotoisuuden samanaikainen lisääminen tuotantomahdollisuuksien rajalta ei ole mahdollista lisäämättä tuotannontekijöiden määrää. Tuotantomahdollisuuksien rajan kaltevuus ilmaisee monimuotoisuuden lisäämisen marginaalisen vaihtoehtoiskustannuksen (kuva 3.1B). Tuotantomahdollisuuksien rajapinnalla siirtyminen voidaan tulkita myös monimuotoisuuden kysyntäkäyrän vahvistumiseksi monimuotoisuuden suhteellisen arvostuksen kasvaessa (Montgomery ym. 1999). Siirtymää vastaavasta puuntuotannon arvon muutoksesta voidaan johtaa monimuotoisuuden suojelun rajakustannus- eli tarjontakäyrä.



Kuva 3.1. A. Tuotantomahdollisuuksien raja kahden kilpailevan tuotteen, esimerkiksi monimuotoisuuden ja puuntuotannon, tapauksessa. B. Monimuotoisuuden suojelun kokonaiskustannus (menetettynä puuntuotantona); käyrän kaltevuus ilmaisee suojelun rajakustannukset (paljonko jokainen monimuotoisuuden lisäyksikkö lisää suojelun kokonaiskustannuksia) ja vastaa suojelun tarjontakäyrää.

Figure 3.1. A. Production possibility frontier for two competitive products, e.g. biodiversity and timber. B. Total cost of biodiversity maintenance (measured as loss in timber production); the slope is the marginal cost (i.e. supply) curve showing the incremental cost of each additional unit of biodiversity.

3.3

Puuntuotantotavoite ja monimuotoisuuden suojelun vaihtoehtoiskustannus

Faustmannin optimikiertoaikamallin mukainen hakkuutulojen nettonykyarvon maksimointi on metsienkäsittelyn tavanomaisin tavoite puuntuotannon osalta (esim. Hildén ym. 1998, Calkin ym. 2002, Lichtenstein & Montgomery 2003, Kniivilä 2004, Juutinen ym. 2004, Zhou & Gong 2005). Tällöin oletetaan täydellisesti toimivat työ-, pääoma- ja metsämaamarkkinat sekä täydellinen tietämys korko- ja hintakehityksestä.[1] Täydellisen kilpailun oletusten vallitessa muualla taloudessa hakkuukertymän prosessoinnista aiheutuvat (vastakkaiset) muutokset kokonaan kumoavat toisensa, joten jäljelle jäävät vain hakkuutulojen tuottamat välittömät kulutusvaikutukset.

Oletukset ovat tiukkoja eivätkä ne aina ole todellisuudessa voimassa. Pysyvä rakennetyöttömyys on esimerkki tilanteesta, jolloin oletukset eivät ole voimassa. Tällöin metsienkäsittelyn aiheuttamat työllisyysmuutokset muuttavat yhteiskunnan hyvinvointia tavalla, joka ei sisälly puunmyyntitulojen nettonykyarvoon. Yhteiskunnan kannalta työllistymisen todellinen vaihtoehtoiskustannus on markkinapalkkaa pienempi, joten laskelmiin lisätään korjausterminä hankkeen työllisyysvaikutus. Työllistymisestä syntyy kansantaloudessa tällöin myös kerroinvaikutus lisääntyvänä kulutuksysyntänä. Mustonen ja Niskanen (1992) varoittivat kuitenkin, että työttömyys voi olla oire rakennemuutoksen tarpeesta. Jos sovelletaan liian alhaista työllistymisen vaihtoehtoiskustannusta, saatetaan tieten tahtoen edesauttaa ajastaan jälkeen jääneiden rakenteiden ylläpitämistä. Heidän mukaan ”käytännössä paras arvio saattaa olla lähellä markkinapalkkaa”, jolloin erillisen työllistymishyödyn arvioimiseen ei ole tarvetta. Kniivilä ym. (2002) käyttivät työllistymisen vaihtoehtoiskustannuksena 50 % markkinapalkasta, jolloin puuntuotantoon liittyvien alueellisten työllisyyshyötyjen suuruusluokka Ilomantsin Metsähallituksen hallinnoimilla alueilla oli 5–10 % nettokantorahatuloista.

Käytettäessä hakkuutulojen nettonykyarvoa puuntuotannon tavoitteena on myös oletettava, että muutokset markkinoilla vaihdetuissa puumäärissä ovat (esimerkiksi tarkastelualueen pienuuden takia) niin pieniä, että puun markkinahinta ei muutu eli puumarkkinoilla ei tapahdu sopeutumista. Jos puumarkkinoiden sopeutumismahdollisuus otetaan huomioon, yhteiskunnallinen vaihtoehtoiskustannus muodostuu puumarkkinoilla menetettynä kuluttajan ja tuottajan ylijäämien summana (esim. Nalle ym. 2004, 2005). Tällöin analyysiin on otettava mukaan puumarkkinoita kuvaavat puun tarjonta- ja kysyntämallit. Puun osto- ja myyntialttiuksien joustavuuden perusteella voidaan sitten

[1] Samalla aikahorisontti ulottuu ikuisuuteen.

arvioida, miten paljon puun hinta vaihtelee suojelun laajuuden tai hakkuumäärien vaihdellessa. Jos monimuotoisuuden suojelu nostaa puun hintaa, metsäteollisuuden kilpailukyky kansainvälisillä puutuotteiden loppumarkkinoilla väistämättä heikkenee, jollei suojelu nosta samalla ostajien maksuhalukkuutta puutuotteista.

Juutinen ym. (2004) huomauttivat, että vaihtoehtoiskustannukseen tulisi sisällyttää puuntuotannollisen arvon lisäksi myös metsiköiden arvot muiden hyötyjen suhteen, joihin metsienkäsittely tai suojelu voi vaikuttaa. Kitsin tapauksessa monimuotoisuuden suojelun mahdollisista taloudellisesti merkityksellisistä sivuvaikutuksista otetaan huomioon skenaarioiden vaikutukset hiilen sidontaan eli hiilitaseeseen. Tavoitteena on arvioida, muuttavatko hiilitaseen mahdolliset suuruuserot merkittävästi skenaarioiden yhteiskunnallisia kustannuksia ja lajisuojelun kustannustehokkuutta. Sivuvaikutuksilla voi periaatteessa olla merkittävä vaikutus talouslaskelmiin, ja niiden osalta keskeinen ongelma on, että sivuvaikutuksia ei aina tunneta tai että sivuvaikutukset saattavat nopeasti muuttua yhteiskunnallisten tekijöiden seurauksena. Tässäkin suhteessa hiilitaseen tarkastelu on hyvä esimerkki.

3.4

Hiilitasevaikutusten arviointi puuntuotannon ja monimuotoisuuden suojelun yhteydessä

Arvioinnin lähtötietona tutkimuksessamme käytettiin MONSUlla ennustettuja suunnittelukausien kokonaishakkuukertymiä (m^3 runkopuuta) sekä elävän ja kuolleen puuston runkopuutilavuuksia suunnittelukausien lopussa. Hiilitaseeseen sisällytettiin mukaan elävän ja kuolleen puuston varastomuutos suunnittelujakson aikana sekä suunnittelujakson aikana hakatun runkopuuston eli hakkuukertymän (väliaikainen) varastoituminen puutuotteisiin ja korjuu- ym. töiden hiilipäästöt. Maaperän hiilivaraston mahdolliset muutokset eivät ole tarkastelussa mukana, sillä esim. Hynysen ym. (2005) käyttämässä mallissa metsienkäsittelyllä ei ollut juurikaan vaikutusta metsämaan karikesatoon.

Elävän puuston runkopuutilavuudet muutettiin hiilivarastoksi ja sen muutoksiksi olettamalla 1 m^3:n runkopuutilavuuden muutoksen vastaavan 1,36 tonnin muutosta elävän puuston koko CO_2-varastossa (1 m^3 runkopuuta vastaa tällöin 742 kg kuiva-ainetta puun kokonaisbiomassana, josta runkopuun osuus on 55 %). Kuolleen puuston runkopuubiomassan hajoaminen ennustettiin tämän tutkimuksen yhteydessä (taulukko 4.4) koottujen lahoavan puuston tiheysprosenttien avulla olettaen lahoasteen 5 tiheydeksi 22 %. Kuolleen puuston latvuston ja kantojen oletettiin peruslaskelmassa hajoavan välittömästi puun kuollessa (laho min). Herkkyysanalyysissä oletettiin vaihtoehtoisesti, että latvusto ja kannot hajoavat samalla nopeudella kuin runkopuubiomassa (laho max). Hakkuukertymän runkopuun hiilen oletettiin vapautuvan ilmakehään Karjalaisen ym. (1994, 73) esittämällä nopeudella. Peruslaskelmassa ei huomioitu hakkuukertymän runkopuuston käyttöä energiaintensiivisempien materiaalien tai fossiilisten polttoaineiden korvaajina (puutuotteiden substituutiovaikutus oli 0 %, mutta herkkyysanalyysissä substituutioksi oletettiin 50 tai 100 % hakkuukertymän runkopuun hiilestä, ks. Petersen ja Solberg 2004, Gustavsson ym. 2005). Hakkuutähteiden (45 % hakkuukertymän kokonaisbiomassasta) oletettiin hajoavan tasaisesti neljässä vuodessa (ks. Berg ja Staaf 1980, Karjalainen ym. 1994). Puunkorjuun ym. töiden hiilipäästöiksi oletettiin 10 kg CO_2 m^{-3} (Berg ja Karjalainen 2003). Hiilitaseen arvottamisessa käytettiin hiilidioksidin hintana 10 € t^{-1} CO_2 (peruslaskelma), 5 € t^{-1} CO_2 tai 20 € t-1 CO_2 (herkkyysanalyysi). Vertailuksi voidaan mainita, että kesäkuun puolivälissä 2006 hiilidioksidin päästöoikeuden hintataso EU:n päästökaupassa oli noin 15 € t^{-1} CO_2 (www.pointcarbon.com). Nykyarvolaskelmissa diskonttauskorko oli 4 %.

3.5

Monimuotoisuuden ylläpidon tavoite

Erilaisia suojelualueverkostoja tai metsänkäsittelyskenaarioita ei taloudellisissa optimointitarkasteluissa voida asettaa paremmuusjärjestykseen ilman monimuotoisuuden mittaamista (Weitzman 1998). Seuraavassa pohditaankin eräitä taloudellisen tarkastelun kannalta keskeisiä monimuotoisuuden mittaamiseen liittyviä yleisiä näkökulmia, joiden ymmärtäminen on olennaista tämän tutkimushankkeen tulosten kannalta.

Yhden (tai muutaman indikaattori)lajin perusteella valitut suojelualueverkostot eivät useinkaan turvaa muiden lajien säilymistä alueella ja voivat siten olla hyvin tehottomia[2] (ks. Juutinen ym. 2004,

[2] Juutisen ja Mönkkösen (2004) ja Juutisen ym. (2006) mukaan indikaattorien käyttö voi monimuotoisuuden suojelussa olla kuitenkin laajaa laji-inventointia parempi vaihtoehto, jos laji-inventoinnin kustannukset lisätään suojelun budjettirajoitteeseen.

Juutinen & Mönkkönen ym. 2004, Similä ym. 2006). Monimuotoisuuden suojelussa hyvin tavallinen tavoite etenkin suojelualueverkoston suunnittelussa on ollut ekologinen edustavuus *(representativeness)*, jota on tavallisesti arvioitu lajien esiintymisen ja verkostoon sisältyvien kohteiden valintahetken kokonaislajimäärän avulla (Cabeza 2003, ks. myös Ovaskainen 2002).[3] [4]

Metsien käytön suunnittelussa vertaillaan kuitenkin aina metsien tulevaisuuden kehitysvaihtoehtoja, ja tällöin suunnitteluhetkellä vallitseva edustavuus saattaa ajan myötä muuttua nopeastikin. Erityisen selvästi tämä ilmiö havaitaan sukkessiodynamiikan ylläpitämissä ekosysteemeissä, kuten boreaalisissa metsissä (ks. esim. Kouki ym. 2004). Suojelun perimmäisenä tavoitteena on varmistaa monimuotoisuuden (esimerkiksi mahdollisimman suuren lajimäärän) säilyminen *(persistence)* pitkällä aikavälillä, joten edustavuus on tavoitteena ilmiselvästi vajavainen. Edustavuutta tavoiteltaessa metsien (luontaiset) monimuotoisuuteen vaikuttavat prosessit jätetään kokonaan ilman huomiota (tai oletetaan, että kaikki verkostoon valintahetkellä sisältyvät lajit säilyvät siinä myös tulevaisuudessa), jos metsien kehitysdynamiikkaan ei samalla kiinnitetä huomiota. Edustavuus- ja säilymistavoitteet voivat olla jopa ristiriitaisia (Juutinen ym. 2004 ja viitteet siinä). Erityisesti kun jollekin lajille sopiva elinympäristö on hyvin lyhytkestoinen, edustavuustavoitteen käyttö johtaa helposti lajien säilymisen kannalta tehottomiin valintoihin.

Laji-inventointiin perustuvaa lajistolähestymistapaa *(inventory-based multispecies approach)* on lisäksi hyvin vaikeaa soveltaa käytännössä siinä mittakaavassa, jossa suojelualueverkoston suunnittelu tehdään. Niinpä asiantuntijapohjainen elinympäristön sopivuutta mittaava HSI-lähestymistapa voikin olla helpommin sovellettavissa etenkin, kun lajisto sisältää vaikeasti inventoitavia uhanalaisia lajeja. Elinympäristöjen sopivuusindeksejä (HSI) käytettäessä lajien todennettujen esiintymien sijasta elinympäristön rakennepiirteet tulkitaan monimuotoisuuden tuotannossa käytettäviksi tuotannontekijöiksi, joille monimuotoisuuden yleisen arvostuksen ja uhanalaisten lajien elinympäristövaatimusten seurauksena muodostuu johdettua kysyntää aivan samaan tapaan kuin raakapuulle puutuotteiden jalostusprosessissa. Pohjoismaissa monimuotoisuuden suojelun kannalta tärkeistä metsien rakennepiirteistä on korostettu erityisesti lahopuuston määrän ja laadun merkitystä (esim. Jonsson ym. 2005, Ranius ym. 2005, Zhou ja Gong 2005).

Aluetason tarkastelussa sopivan habitaatin kokonaismäärän ohella habitaatin spatiaalinen rakenne *(configuration)* voi olla merkityksellinen. HSI-arviointi ei sisällä spatiaalista rakennetta ilman, että spatiaalisuus sisällytetään HSI:n arvoon. Spatiaalisen rakenteen merkitys heijastuu käytännössä siihen, miten metsikkötason monimuotoisuusmitoista johdetaan metsäaluetason monimuotoisuusmitta. Habitaatin kokonaismäärään perustuvissa mitoissa joudutaan tavallisesti olettamaan, että tarkastelualueella lajien leviämiskyky on rajaton. Tällöin elinympäristöpiirteiden sijainnilla ei ole merkitystä ja mahdollista elinympäristöpiirteiden jatkuvuustavoitetta tarkastellaan vain aluetasolla. Cabezan (2003) mukaan lajien leviämiskyky on habitaatin spatiaalisen rakenteen merkityksen kannalta todennäköisesti tärkein metapopulaatiomallien parametri.[5] Leviämiskyky on tällä hetkellä kuitenkin yksi huonoimmin tunnettu ja vaikeimmin arvioitava uhanalaisten lajien ominaisuus (esim. Jonsson ym. 2005). Juutinen ym. (2004) kuitenkin esittivät, että boreaalisissa metsissä, missä metsäsukkessio jatkuvasti muuttaa metsiköiden ja maiseman rakennetta, habitaatin saatavuus on spatiaalista rakennetta oleellisempi tekijä lajien säilyvyyden kannalta. Samoin eräät muut tutkijat ovat huomanneet, että habitaatin kokonaismäärä on empiiristen tutkimusten mukaan olennaisempi lajien esiintymiselle ja runsaudelle kuin habitaatin spatiaalinen rakenne (ks. etenkin Harrison ja Bruna 1999).

Mahdollisen spatiaalisen rakennetavoitteen ohella monimuotoisuustavoitteen täsmentäminen edellyttää myös ajallisen ulottuvuuden huomioonottamista, koska metsienkäsittelyskenaariot eivät rajoitu yksittäiseen vuoteen vaan ulottuvat pitempään ajanjaksoon. Metsienkäsittelyn optimointi edellyttää siis monimuotoisuutta mittaavien aikaurien vertailua. Tällöin on päätettävä, onko tavoitteena esimerkiksi monimuotoisuuden taso tiettynä yksittäisenä ajanhetkenä (mikä on oikea ajanhetki tai miten ”pitkä aikaväli” määritetään?) vai otetaanko koko aikaura huomioon. Jälkimmäi-

[3] Tosin aiemmin käytettyjen pisteytysmenetelmien todellinen tavoite oli oikeastaan yksittäisten lajiesiintymien määrän eikä kokonaislajimäärän maksimointi. Komplementaarisuus-käsitteen painottaminen toi tavallaan suojeluekologiaankin taloustieteestä tutun marginaaliajattelun, jossa korostetaan sellaisia yksittäisen kohteen ominaisuuksia, jotka eniten lisäävät kokonaistavoitetta, koko verkoston lajimäärää. Lajiesiintymien määrän lisääntymisellä verkostossa ei edustavuutta tavoiteltaessa ole yleensä merkitystä, vaikka lajin säilymistodennäköisyys tällöin kasvaisikin (ks. Arponen ym. 2005)

[4] Useita lajeja sisältävässä monimuotoisuuden tavoitemitassa eri lajeille voidaan antaa erilaisia painoja, mutta painojen määrittely jää tämän lyhyen tarkastelun ulkopuolelle.

[5] Ovaskainen (2002) tarkasteli myös spatiaalisen rakenteen merkitystä metapopulaatiodynamiikan kannalta optimoimalla habitaattilaikkujen lukumäärän (ja koon), kun habitaatin kokonaispinta-ala oli annettu. Optimi määräytyi sen mukaan, miten levittäytyminen laikusta toiseen (tulo- ja lähtömuutto) ja paikallinen sukupuuttoriski muuttuivat laikun koon kasvaessa.

sessä tapauksessa voidaan tavoitella esimerkiksi tarkastelujakson keskimääräistä (mahdollisen tasaisuustavoitteen sisältävää) monimuotoisuuden tasoa tai aikapainotuksen sisältävää tarkastelujakson diskontattua summaa. Mikäli tavoite kohdistetaan yhteen ajanhetkeen esimerkiksi tarkastelujakson loppuun, ongelmaksi muodostuu viipeellä tapahtuvien, tarkastelujakson jälkeen ilmenevien vaikutusten (ns. sukupuuttovelan) sisällyttäminen tavoitteeseen. Boscolo ja Vincent (2003) ottivat koko tarkastelujakson huomioon käyttämällä tavoitteena monimuotoisuuden tason diskontattua summaa, missä monimuotoisuus mitattiin etäisyytenä kliimaksisukkessiovaiheeseen luonnontilaisen vanhan metsikön rakenteen toimiessa vertailukohtana. Monimuotoisuus sai siis maksimiarvon käsittelemättömässä luonnontilaisessa metsässä.[6] Suomen oloihin tätä ei ekologisen tietämyksen perusteella voi suoraan soveltaa, mutta se tarjoaa yhden esimerkin biodiversiteettivarannon arvioimiseksi.

3.6

Suojeluverkoston kohdevalintaongelma

Jos metsien käsittelyvaihtoehtoina on ainoastaan täydellinen suojelu, jolloin minkäänlaista metsien käsittelyä ei sallita, ja optimaalinen tai voimaperäinen puuntuotanto (esimerkiksi metsien uudistaminen avohakkuin), ongelmaksi muodostuu suojeluverkoston kohteiden valinta *(site selection approach, reserve-network design)* (Cabeza 2003, Juutinen ym. 2004). Pelkästään ekologisin perustein tehdyissä valinnoissa taloudelliset aspektit jätettiin aiemmin usein huomioimatta olettamalla joko, että suojeluun on käytettävissä rajattomasti voimavaroja (”valtiolla ei ole rahapulaa”) (Brown ja Shogren 1998) tai että kaikilla potentiaalisilla suojelukohteilla on sama vaihtoehtoiskustannus.

Toisaalta vapaaehtoista metsiensuojelua edistävien kannustimien taloudellisessa analyysissä on usein oletettu, että vaihtoehtoisten kohteiden laatu vaihtelee puuntuotannon kannalta, mutta ei monimuotoisuuden suojelun kannalta (ks. Michael 2003). Käytännössä metsiköiden laatu (tuottavuus) vaihtelee sekä monimuotoisuuden että puuntuotannon suhteen; monimuotoisuustuotos voi joko kasvaa tai pienentyä kohteen puuntuotannollisen laadun kasvaessa (esim. Stokland 1997, Similä ym. 2002b). Yhteisvaihtelun täsmällisellä luonteella on ratkaiseva merkitys monimuotoisuuden säilyttämisen kustannusten ja käytännön toteutuksen kannalta. Juutisen ym. (2004) edustavuutta tavoitellussa tapauksessa kannatti aluksi kasvattaa suojeluverkon kokoa mahdollisimman halvoilla kohteilla, mutta verkoston koon kasvaessa uusien kohteiden valinnassa korostui se, miten valitut kohteet täydentävät toisiaan. Suojelubudjetin ollessa alhainen pelkästään ekologisin perustein tehty valinta näytti tuottavan pienemmän lajimäärän kuin yhdistetty taloudellis-ekologinen valinta. Suojelubudjetin kasvaessa erot tasoittuivat.

Suojelukohteiden valinnan tärkeys korostuu erityisesti, jos verkosto on laaja-alainen suhteessa puumarkkina-alueen kokoon. Tällöin suojelusta aiheutuva puun hinnan nousu periaatteessa kannustaa suojelukohteiden ulkopuolisen puuvarannon (suojelemattomien talousmetsien) käytön tehostamiseen. Tästä on saatu viitteitä ja tukea dynaamisilla puumarkkinamallilaskelmilla (Linden ja Uusivuori 2002, Bolkesjø ym. 2005) ja kyselyaineistojen tuloksista (Mäki ym. 1997) Samalla suojelualueverkoston ja muun alueen ekologinen laatuero voi kasvaa entisestään. Puumarkkinoiden hintavaikutus suojelun seurauksena voi siis johtaa toisaalta suojelemattomien talousmetsien ekologisen laadun huononemiseen, mutta toisaalta samalla metsänomistajien tulomenetysten pienenemiseen.

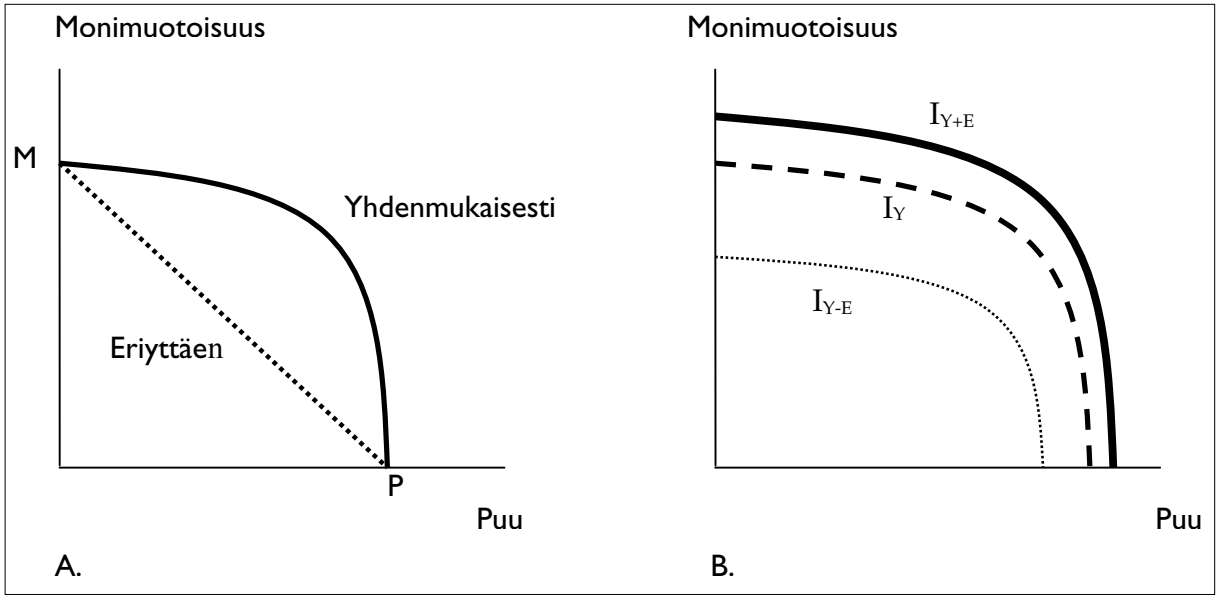
3.7

Alueellisen eriyttämisen ja keskittämisen tehokkuus

Jos tarkasteltava laji ei vaadi elinympäristön täydellistä suojelua, on hyvin kyseenalaista olettaa vain kaksi mahdollista metsienkäsittelytapaa, joista toinen tuottaa tai ylläpitää lajille kelvollisen habitaatin, mutta toinen ei (esim. Juutinen ym. 2004). Esimerkiksi Mykrä ja Kurki (1998) jakoivat suomalaiset metsälajit kolmeen ryhmään: 1) lajit, joihin metsienkäsittely ei vaikuta haitallisesti. 2) lajit, joiden säilymistä metsienkäsittely voi uhata, ja 3) lajit, jotka voivat säilyä ainoastaan täydellisesti suojelluilla alueilla. Toisen ryhmän lajit voitaisiin siis periaatteessa säilyttää myös talousmetsissä, jos metsienkäsittelytoimenpiteet sopeutetaan riittävästi lajien elinympäristövaatimuksiin.

Tällöin mielenkiintoiseksi kysymykseksi muodostuu se, onko yhteistuotanto aluetasolla optimaalista toteuttaa yksinkertaisimmillaan yhdenmukaisesti jokaisessa metsikössä vai eri metsiköihin eriyttäen tai mikä on optimaalinen alueellisen eriyttämisen aste. Eriyttäminen, kuten metsien

[6] Tällä monimuotoisuusmitan ominaisuudella lienee suuri merkitys myös alueellisen eriyttämisen tehokkuuteen (ks. luku 3.7).



Kuva 3.2. A. Metsikkötason tuotantomahdollisuuksien rajan muodon vaikutus alueellisen eriyttämisen tehokkuuteen identtisten metsiköiden tapauksessa. B. Tuotannontekijöiden määrän lisääminen (tuotantointensiteetin I kasvattaminen, $I_{Y+E}>I_Y>I_{Y-E}$) siirtää tuotantomahdollisuuksien rajaa ulommaksi.

Figure 3.2. A. Effect of the shape of stand-level production possibility frontier on the efficiency of specialized management in the case of identical stands. B. Outwards shift in production possibility frontier as a result of increased management effort (i.e. production intensity I, $I_{Y+E}>I_Y>I_{Y-E}$).

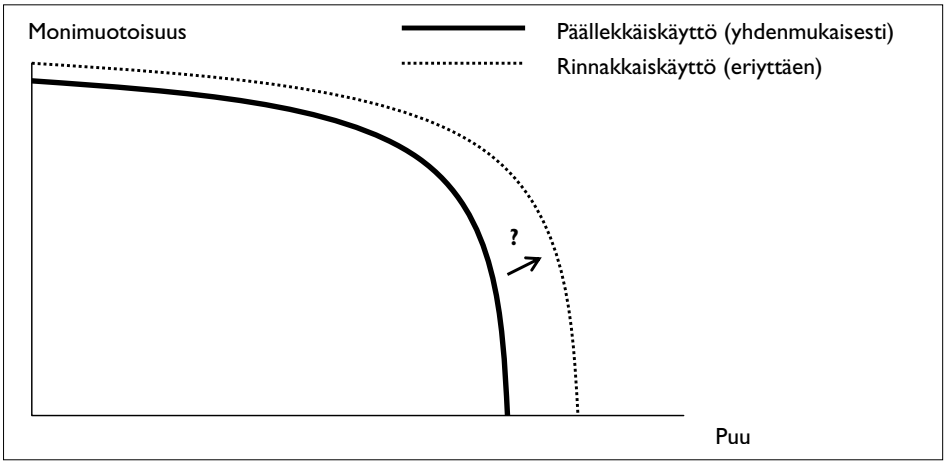
luonnonhoitotoimien keskittäminen, ei välttämättä kuitenkaan vastaa metsiköiden täydellistä suojelua, elleivät tarkasteltavien lajien elinympäristövaatimukset vastaa täsmälleen täydellisen suojelun tuottamaa habitaattia.

Eriyttämisen optimaalisuutta on yleisellä tasolla tarkasteltu metsikkötason tuotantomahdollisuuksien rajan avulla (esim. Boscolo ja Vincent 2003, Zhang 2005). Metsikkötasolla rajan kupera muoto seuraa yleensä tuotannontekijöiden vähenevästä rajatuottavuudesta. Tällöin identtisten metsiköiden yhdenmukainen päällekkäiskäyttö sekä puun että monimuotoisuuden tuotantoon on yleensä perusteltua, vaikkakin se, mikä tuotantomahdollisuuksien rajalla olevista tuotosyhdistelmistä lopulta valitaan, on riippuvainen yhteiskunnan arvostuksista. Voidaan esimerkiksi kuvitella metsäalue, jossa olisi joukko identtisiä kuvan 3.2A mukaisia metsiköitä, joilla on tietty puuntuotannollinen ja monimuotoisuuden suojelun arvo. Täydellinen erikoistuminen puun tai monimuotoisuuden tuottamiseen (metsiköittäin joko pisteessä M tai P) merkitsisi sitä, että koko alueen kokonaistuotos jäisi katkoviivan osoittamalle suoralle (katkoviivan mukainen metsikkötason tuotosyhdistelmä kerrottuna metsiköiden kokonaismäärällä). Yhdenmukaisella käsittelyllä olisi mahdollista siirtää tuotosta kuperalle tuotantomahdollisuuksien rajalle. Kovera tuotantomahdollisuuksien raja sen sijaan puoltaisi erikoistumista vain toisen, yhteiskunnan kannalta arvokkaamman tuotteen tuottamiseen. Samassa metsikössä voidaan tällöinkin tuottaa myös muita, toissijaisia tuotteita, mutta vain siinä määrin, että ensisijaisen tuotteen tuotanto ei lainkaan kärsi.

Yhdenmukainen käsittely merkitsee myös samaa käsittelyintensiteettiä (tuotannontekijöiden määrää) kaikissa metsiköissä (esimerkiksi I_Y kuvassa 3.2B). Eriyttäminen puolestaan mahdollistaa annettujen tuotannontekijöiden epätasaisen kohdentamisen metsiköiden välillä (esimerkiksi I_{Y-E} ja I_{Y+E} kahden identtisen metsikön tapauksessa kuvassa 3.2 B). Käsittelyintensiteetin lisääminen saattaa muuttaa tuotantomahdollisuuksien rajan muotoa hyvinkin voimakkaasti, esimerkiksi koverammaksi. [7]

Metsiköiden heterogeenisuus esimerkiksi sijainnin, nykyisen rakenteen tai tulevan kehitysdynamiikan suhteen on tärkeä yleinen eriyttämistä puoltava tekijä, vaikka metsäaluetasolla tuotantomahdollisuuksien raja olisikin kupera. Jos esimerkiksi monimuotoisuuden tuottamisen vaihtoehtoiskustannukset eroavat metsiköittäin, suhteellinen etu on metsiköllä, jonka vaihtoehtois-

[7] Yleensä tuotantomahdollisuuksien raja muodostetaan fyysisten tuotantomäärien yhdistelmänä. Rahamääräinen hakkuutulojen nettonykyarvokin voidaan ajatella tuloilla saatavien kulutushyödykkeiden fyysiseksi määräksi (Boscolo ja Vincent 2003), jolloin tuotantomahdollisuuksien sijasta tarkastellaan tosi asiassa monimuotoisuuden ja muiden hyödykkeiden kulutusmahdollisuuksia. Jos puun tuotosmääränä käytetään hakkuutulojen nettonykyarvoa, käsittelyintensiteetin taso valitaan samalla optimaalisesti.



Kuva 3.3. Mahdollinen päällekkäis- ja rinnakkaiskäytön välinen ero metsäaluetason tuotantomahdollisuuksien rajan sijainnissa.

Figure 3.3. Potential difference between uniform and specialized management in landscape-level production possibility frontier.

kustannukset ovat alhaisemmat.[8] Myös suurtuotannon edut, esimerkiksi puunkorjuun ja metsänhoitotöiden yksikkökustannusten pienenemisenä puoltavat erikoistumista (esim. Zhang 2005).

Taloudellinen tehokkuus saattaa edellyttää erikoistumista jopa yksinkertaisessa kahden identtisen metsikön tapauksessa, mikäli esimerkiksi hallinnolliset metsienkäyttörajoitteet, puuntuotannon kiinteä kustannus tai metsiköiden väliset ekologiset vuorovaikutukset muuttavat metsikkötason tuotantomahdollisuuksien rajan ei-kuperaksi (Vincent ja Binkley 1993, Swallow ym. 1997, Boscolo ja Vincent 2003, Zhang 2005, ks. myös Swallow ym. 1990).

Eriyttämisen optimaalisuutta voidaan testata myös suoraan metsäaluetason tuotantomahdollisuuksien rajan avulla. Yhdenmukaisessa strategiassa tuotantomahdollisuuksien rajan rakentamisessa on rajoite, jonka mukaan kaikissa metsiköissä noudatetaan samoja käsittelyperiaatteita (esim. Andersson ym. 2006). Eriyttävässä strategiassa tämä rajoite voidaan poistaa ja tutkia, lisääntyvätkö koko alueen tuotantomahdollisuudet (kuva 3.3).

Käytännön metsätaloudessa monet monimuotoisuuden ylläpitämiseksi tarkoitetut (vapaaehtoiset tai harkinnanvaraiset) suositukset on tarkoitettu sovellettavaksi kaikissa metsiköissä. Suomalaisessa FFCS-sertifiointijärjestelmässä sertifiointikriteerien vaatimustaso on myös tietoisesti muotoiltu siten, että lähes koko metsäala toteuttaa kriteerit (Viitala 2003). Sertifioinnin suuri kattavuus väistämättä vähentää erikoistumista ja metsienkäsittelyintensiteetin alueellista vaihtelua verrattuna järjestelmään, jonka kriteerit olisivat vaativampia ja osallistumisaste pienempi. FFCS-järjestelmän alueellinen mittakaava kuitenkin sallii ainakin periaatteessa enemmän alueen sisäistä vaihtelua kuin metsälötason järjestelmä. Metsälakiin perustuva sitova ja velvoittava sääntely kohdistuu Suomessa ainoastaan nimenomaisesti lueteltuihin avainbiotooppeihin ja niiden ominaispiirteiden säilymiseen. Muutoin metsälaki lähinnä sallii monimuotoisuuden huomioon ottamisen metsien käsittelyssä (esim. Laakso 2003).

Usean metsänomistajan tapauksessa erikoistuminen saattaisi tietenkin aiheuttaa merkittäviä tulonjakovaikutuksia, joiden huomioonottaminen monimutkaistaisi analyysiä huomattavasti.[9] Omistajien tasapuolinen (= oikeudenmukainen?) kohtelu puoltaisi ratkaisua, jossa suojelukustannusten vaihtelu metsänomistajien kesken on mahdollisimman vähäistä. Ilman joustavuutta lisääviä korvausjärjestelmiä tämä johtaisi ratkaisuun, jossa suojelupanokset sijoittuvat tasaisesti koko alueelle tai painottuvat niiden metsänomistajien tiloille, jotka arvostavat monimuotoisuutta eniten. Korvausjärjestelmässä osa metsänomistajistakin voisi joutua korvausten maksajiksi esimerkiksi ylittäessään oikeudenmukaiseksi koetun tilakohtaisen hakkuukiintiön kaupattavien hakkuukiintiöiden järjestelmässä. Korvausjärjestelmän rakentaminen ja hallinnointi lisäävät kuitenkin väistämättä tällaisen erikoistumisen mahdollistavan järjestelmän kustannuksia usean metsänomistajan tapauksessa.

[8] Suhteellinen etu perustuu pohjimmiltaan metsiköiden välisiin eroihin resurssiperustassa (esim. lahopuumäärän vaihtelu) ja resurssien hyödyntämistehokkuudessa, joka voi olla riippuvainen metsikön sijainnista. Samalla sijainti (esim. puunjalostuslaitosten, uhanalaisten lajien asuttamien laikkujen tai ulkoilijoiden kotipaikkojen suhteen) vaikuttaa myös puun ja muiden hyötyjen (esim. monimuotoisuus tai ulkoiluarvo) arvostussuhteeseen metsikössä.

[9] Tällöin korostuisi yhteistoiminnallinen suunnittelu, johon keskeisenä elementtinä pitäisi sisällyttää joustavuutta lisäävät (metsänomistajien väliset) korvaukset esim. kaupattavien hakkuukiintiöiden avulla (menettelyn periaatteista kosteikkojen suojelun yhteydessä, ks. esim. Hoehn ym. 2003, Chomitz ym. 2004 analysoivat menettelyn soveltamista Brasilian yksityismetsien suojelussa). Suomessa kompensaatiojärjestelmien tarve osana tehokasta ja samalla hyväksyttävää yksityismetsien aluetason metsäsuunnittelua on myös tiedostettu (esim. Kurttila ym. 2002b, 2005).

3.8

Päätelmät

Edellisen tarkastelun ja aiempien tutkimusten perusteella on helppo esittää, että yksinkertaisia sääntöjä tai periaatteita monimuotoisuuden ja puun yhteensovittamiseen maisematasolla on vaikea luoda. Hypoteesinomaisesti ainakin seuraavien tekijöiden voidaan arvioida olevan keskeisiä yhteensovittamisen kannalta:

- Monimuotoisuuden tavoitemitan muotoilu
- Simulointeihin sisältyvien metsienkäsittelytoimenpiteiden määrä
- Puunkorjuun kustannusmalli
- Intensiivistä puuntuotantoa rajoittavat hallinnolliset määräykset

Yhteensovittamiseen näyttäisi vaikuttavan ensinnäkin se, edellyttääkö monimuotoisuustavoitteen maksimointi yleisesti täydellistä suojelua sekä toiseksi, miten tiukat ja yhtenäiset elinympäristövaatimukset tarkasteltavalla lajistolla ovat. Lajimäärän kasvaessa todennäköisyys tarpeelle eriyttää eri lajien suojelu toisistaan periaatteessa kasvaa ja seurauksena voi olla entistä monivivahteisempi alueellisen metsienkäsittelykirjon mosaiikki. Useat aiemmat työt ovat sisältäneet hyvin rajoitetun määrän mahdollisia metsänkäsittelytoimenpiteitä. Vaihtoehtoisten harvennushakkuutapojen ja erilaisten muokattujen metsienkäsittelytoimien tai ennallistamistoimien (esimerkiksi elävien puiden tappaminen tai tietyn hakkuukertymäosuuden jättäminen metsään lahopuustoksi) salliminen saattaa myös vaikuttaa yleisiin päätelmiin. Puunkorjuun kustannusmallin muotoilu ja erityisesti korjuun kiinteä kustannus vaikuttaa korkokannan ohella merkittävästi harvennusten kannattavuuteen ja lukumäärään (esim. Hyytiäinen ja Tahvonen 2002) ja siten todennäköisesti myös puun ja monimuotoisuuden suojelun yhteensovittamiseen. Simuloinneissa kaikille metsiköille asetettavat intensiivisen puuntuotannon rajoitteet, esimerkiksi säästöpuuvaatimukset päätehakkuissa tai sertifiointikriteerien vaatimukset kaventavat suoraan erikoistumismahdollisuuksia ja voivat siten vaikuttaa yhteensovittamisesta esitettäviin suosituksiin.

Tässä tutkimushankkeessa on ensimmäistä kertaa otettu huomioon monia edellä mainittuja tekijöitä, joita aiemmin on arvioitu yleensä toisistaan irrallaan tai ei lainkaan. Tämän työn erityispiirteinä voidaan pitää ainakin 1) koko lahopuusta riippuvaisen uhanalaisen metsälajiston (98 lajia) habitaatin määrää monimuotoisuuden ylläpidon samanaikaisena tavoitteena ja 2) erilaisten metsien kehitysdynamiikkaan ja metsien kasvatukseen liittyvien seikkojen arviointia. Erityisesti esim. harvennushakkuiden rooli on aiemmin jäänyt monimuotoisuuden suojelun ja puuntuotannon yhteensovittamisen arvioinneissa vähälle huomiolle. Useissa taloudellisissa monimuotoisuuden ja puun yhteistuotantomalleissa ei ole huomioitu harvennuksia lainkaan (esim. Tahvonen 2004, Juutinen 2005, Zhou ja Gong 2005, Koskela ym. 2007a,b) tai harvennusten aikaistamisen on oletettu olevan vanhan metsän lajien kannalta eduksi (esim. Calkin ym. 2002, Lichtenstein ja Montgomery 2003). Lahopuulajiston kannalta harvennusmallien muuttaminen voi olla talousmetsissä vähintäänkin yhtä merkityksellistä kuin kiertoajan pidentäminen, kuten myöhemmissä tämän julkaisun luvuissa havaitaan.

4 Alueen uhanalaiset metsälajit ja niiden elinympäristöjen mallinnus

Threatened species of the study area and development of their habitat models

Olli-Pekka Tikkanen ja Jari Kouki

Metsien monimuotoisuuden (biodiversiteetin) suojelua voidaan tarkastella useiden muuttujien ja tekijöiden avulla. Metsien puiden koko- tai ikäluokkajakauma, erilaisten metsien elinympäristötyyppien määrä ja laatu tai vaikkapa metsämaiseman pirstoutuneisuus kuvaavat monimuotoisuuden osatekijöitä. Tällaiset helposti mitattavat muuttujat kuvaavat metsien monimuotoisuuden kannalta tärkeitä asioita kuitenkin varsin yleisellä tasolla. Yleismittareiden suurin ongelma onkin, että niiden avulla ei voida saada yksityiskohtaista tai läheskään aina edes riittävää kuvaa siitä, miten hyvin jokin metsäalue pystyy tarjoamaan metsien uhanalaiselle lajistolle sopivia elinympäristöjä. Lisäksi niiden avulla voidaan arvioida biodiversiteetin tilaa vain kunakin hetkenä, vaikka lajien suojelun kannalta olisi tärkeää ymmärtää myös, miten tarjolla olevien sopivien elinympäristöjen määrä muuttuu ajan myötä tulevaisuudessa. Uhanalaisten metsälajien suojelussa onkin huomattava kaksi merkittävää asiaa:

- Miten voidaan ottaa samanaikaisesti huomioon useiden uhanalaisten lajien elinympäristövaatimukset?
- Miten otetaan huomioon näiden elinympäristöjen jatkuva muutos, joka aiheutuu esimerkiksi metsän sukkessiosta?

Puustoisissa elinympäristöissä elää 646 uhanalaista ja 455 silmälläpidettävää eliölajia, ja lisäksi 71 lajia on luokiteltu hävinneiksi (Anon. 2000, Rassi ym. 2001). Vaikka lajit esiintyvät puustoisissa habitaateissa, niiden yksityiskohtaiset habitaattivaatimukset vaihtelevat (Rassi ym. 2001, Tikkanen ym. 2006). Koko lajiston suojelun kannalta olisi kuitenkin olennaista, että kaikkien lajien elinmahdollisuudet osattaisiin arvioida, ja sen vuoksi huomio tulee kiinnittää eri lajien erityisiin habitaattivaatimuksiin. Lajien tarkastelu yhtäaikaisesti metsien käyttösuunnitelmia tehtäessä on tärkeää myös siksi, että yksittäisten lajien suojelusuunnitelmiin perustuvan suojelustrategian kokonaiskustannusten, -hyötyjen ja -kustannustehokkuuden arviointi voi olla vaikeaa.

Monitavoitteisen metsäsuunnittelun yksi vahvuus on, että se pystyy hyödyntämään laskennallisesti vaativia numeerisia algoritmeja, jotka etsivät optimiratkaisun ennalta asetettujen mahdollisesti vastakkaisten tavoitteiden pohjalta, ja joiden avulla voidaan etsiä kustannustehokasta suojelualueverkostoa (ks. luku 5). Uhanalaisten lajien elinympäristömalleja hyödyntäviä metsäsuunnitteluohjelmistoja voidaan käyttää myös asiantuntijoiden suunnittelemien vaihtoehtoisten suojelualueverkostojen kustannustehokkuuden analysointiin.

Esittelemme tässä luvussa käyttämäämme menetelmää siitä, miten lähes koko uhanalainen ja silmälläpidettävä metsälajisto voitaisiin ottaa huomioon, kun suunnitellaan jonkun tietyn alueen metsien käyttöä ja suojelua.

4.1 Tutkimusalueen uhanalainen ja silmälläpidettävä metsälajisto

Koska uhanalaisia ja silmälläpidettäviä lajeja on paljon, tulee niitä toisaalta rajata ja toisaalta luokitella, jotta lajien samanaikainen tarkastelu olisi mahdollista. Yli tuhannen lajin elinympäristöjen sovittaminen numeerisiin algoritmeihin on teknisesti hankalaa ja tulosten järkevä analysointi lähes mahdotonta. Lajiston rajaus ja luokittelu väistämättä heikentävät suunnittelun tarkkuutta, mutta ekologisten perusteiden avulla tarkkuus voidaan pitää kuitenkin ilmeisen korkeana ja ilman muuta

kattavampana kuin mihin yksittäisen lajin tai pienen lajiryhmän tarkastelussa päästäisiin.

Tutkimuksen alussa rajasimme mukaan vain sen osan uhanalaisesta lajistosta, jonka esiintymisalueeseen suunnittelualue sisältyy. Tarkasteluun ei ole tarkoituksenmukaista sisällyttää lajeja, joita ei tavata alueella tai joiden esiintyminen on erittäin epätodennäköistä. Suomen ympäristökeskus ja alueelliset ympäristökeskukset ylläpitävät *Eliölajit*-tietokantaa, joka sisältää Suomessa tehdyt uhanalaisten lajien esiintymishavainnot. Saimme Pohjois-Karjalan ympäristökeskukselta perustiedot uhanalaisten lajien esiintymisestä tutkimusseudulla. Otimme huomioon tutkimusalueen (ks. kuva 1.2) ympäristöstä noin 50 km säteellä vuoden 1950 jälkeen uhanalaisista ja silmällä pidettävistä boreaalisista metsälajeista tehdyt havainnot (elinympäristöt M = metsät erittelemättä, Mk, Mkk, Mkt = kangasmetsät, Mh = harjumetsät ja Sk, Skt, Skk = korvet: Rassi ym. 2001).

Viime vuosikymmenien aikana Pohjois-Karjalan itäosan valtionmailla on tehty suuri määrä tutkimuksia ja lajistoselvityksiä (erityisesti Jari Koukin tutkimusryhmässä työskennelleiden tutkijoiden Esko Hyvärisen, Kaisa Junnisen, Harri Lappalaisen ja Petri Martikaisen havainnot), joten alueen lajilistaa voidaan pitää poikkeuksellisen kattavana. Tutkimusalueen potentiaaliseen lajistoon kuuluu olemassa olevan lajistotiedon perusteella 140 uhanalaista tai silmälläpidettävää lajia (taulukko 4.1). Kovakuoriaiset ja kääväkkäät muodostavat suurimman osan sekä Suomen (57 %) että tutkimusalueen uhanalaisesta metsälajistosta (81 %) (taulukko 4.1). Vaikka alueen lajisto tunnetaan em. lajiryhmien osalta poikkeuksellisen hyvin, on todennäköistä, että ainakin jäkälien ja sammalien kohdalla lajilista on vielä puutteellinen.

Vaikka lajijoukko saadaan näin rajattua jo huomattavasti pienemmäksi (140 vs. 980), on lajimäärä edelleen melko suuri tulosten tulkinnan kannalta. Ensimmäiseksi rajasimme pois selkärankaiset, koska niiden osuus uhanalaisista metsälajistosta on vähäinen (4 %) ja koska metsikkötason tarkastelumittakaava on niille ilmeisesti liian pieni suunnitteluyksikkö. Nisäkkäiden ja lintujen kannalta metsien käytön suunnittelussa korostuvat maisemaekologiset näkökulmat, ja niiden selvittämiseksi olisi tutkimukseemme tullut sisältyä useita Kitsin tapaisia mallimaisemia.

Jaoimme jäljelle jääneen lajiston (124 lajia) ensin pienilmastovaatimuksen mukaan kolmeen joukkoon: pienilmaston suhteen neutraalit lajit, kosteaa ja varjoisaa pienilmastoa vaativat lajit ja paisteista ja paahteista pienilmastoa suosivat lajit. Tämä jaottelun kuvastaa myös sitä, miten lajit reagoivat metsien uudistushakkuisiin tai voimakkaisiin har-

Taulukko 4.1. Uhanalaisten ja silmälläpidettävien boreaalisten metsälajien lukumäärä ja jakaantuminen eri taksoneihin Suomessa, tutkimusalueella ja tutkimuksessa (HSI mallit).

Table 4.1. Number of threatened and near threatened species of different taxa in Finland, in study area and in HSI models of the study.

Taksoni, *Taxon*	Suomessa, *In Finland*	Tutkimusalueella, *In study are*	HSI mallien lajisto, *Species in HSI models*
Nisäkkäät, *Mammalia*	6	6	0
Linnut, *Aves*	14	10	0
Hämähäkkieläimet, *Arachnida*	5	0	0
Luteet, *Heteroptera*	14	4	4
Kirvat, *Homoptera*	5	0	0
Perhoset, *Lepidoptera*	16	3	1
Kaksisiipiset, *Diptera*	9	0	0
Pistiäiset, *Hymenoptera*	21	0	0
Kovakuoriaiset, *Coleoptera*	145	64	45
Putkilokasvit, *Tracheophyta*	11	0	0
Maksasammaleet, *Hepatophyta*	15	0	0
Lehtisammaleet, *Bryophyta*	8	0	0
Lakkisienet, *Agaricales, Boletales*	25	0	0
Kääväkkäät, *Aphyllophorales*	119	49	47
Kotelosienet, *Ascomycota*	11	0	0
Jäkälät, *Lichenales*	42	3	1
Yhteensä, *Total*	466	140	98

vennuksiin. Tämän jälkeen ryhmittelimme lajit sen mukaan, minkä tyyppistä elävää tai kuollutta puuta ne vaativat (Tikkanen ym. 2006). Ryhmittelevinä muuttujina olivat lajin esiintymisen ensisijainen puulaji, toissijainen puulaji, puun koko sekä lahopuuta vaativien lajien kohdalla, joita oli suuri enemmistö koko lajistosta, vielä lahoaste ja lahopuun tyyppi (esimerkiksi maapuu vai pystypuu).

Lahopuu on selvästi merkittävin uhanalaisten metsälajien elinympäristö, ja keskittyminen lahopuulajeihin on siksikin perusteltua. Lisäksi lahopuu on mitattavissa oleva ympäristömuuttuja, joka on verraten helposti sovellettavissa metsäsuunnittelun yhteydessä. Suunnitteluohjelmat osaavat käsitellä suoraan lahopuuston tilavuudesta kertovia kuutiotietoja. Näiden perusteiden avulla lajijoukkoa voitiin siis ekologisin perustein supistaa huomattavasti pienemmäksi, mutta kuitenkin niin, että se kuvaa alueen monimuotoisuutta ainutlaatuisen edustavalla tavalla.

Näin muodostimme 27 lajiryhmää. Ryhmiin kuuluu yhteensä 98 lajia 124:stä (taulukot 4.1 ja 4.2), joten tyyppilajiryhmien avulla pystytään suunnittelussa huomioimaan 71 % alueen uhanalaisesta lajistosta (selkärankaiset pois lukien). Jokaiselle lajiryhmälle annettiin nimi kyseisen ryhmän kor-

Taulukko 4.2. Tutkimuksessa käytetyt tyyppilajit, niiden pienilmasto- ja resurssivaatimukset sekä tyyppilajien kattama oikeiden lajien lukumäärä. Tyyppilajin paino kuvaa siihen sisältyvien oikeiden lajien lukumäärää ja niiden uhanalaisluokka. Painoa käytetään optimoinnin apuna. L = lahoaste.

Table 4.2. Species type groups of the study: their microclimatic and resource requirements and number of species that belong to each group in the study area and in Finland. Weight is used in optimisation to weight different species groups.

Pienilmasto, *Microclimate*	Tyyppilaji, *Type species*	Resurssi, *Resource*	Kitsissä, *In study area*	Suomessa, *In Finland*	Paino, *Weight*
Neutraali, *Indifferent*	t-uppokeiju, *Ditylus laevis*	L 2-3 havumaapuu	1	5	0,02
	t-liekohärkä, *Cheruchus chrysomelinus*	L 4-5 järeä havumaapuu	1	2	0,01
	t-murroskolva, *Pytho abieticola*	L 2-3 kuusimaapuu	6	10	0,04
	t-aarnikätkä, *Bothrideres contractus*	L 1-3 pystymänty	5	9	0,07
	t-kairakääpä, *Antrodia primaeva*	L 2-3 järeä mäntymaapuu	2	3	0,02
	t-riekonkääpä, *Antrodia albobrunnea*	L 3-4 mäntymaapuu	3	5	0,02
	t-jurokuoriainen, *Zavaljus brunneus*	L 3-4 lehtipuu	5	8	0,03
	t-vienankääpiäinen, *Wagaicis wagai*	L 2-3 haapa	5	14	0,07
	t-lattatylppö, *Hololepta plana*	L 1-2 pystyhaapa	4	7	0,06
Kostea ja varjoisa, *Moist and Shady*	t-kuusenlaakavilistäjä, *Cyphaea latiuscula*	L 1-2 pystykuusi	1	3	0,01
	t-korpikolva, *Pytho kolwensis*	L 2-3 kuusimaapuu	9	23	0,09
	t-sopulinkääpä, *Piloporia sajanensis*	L 3-4 kuusimaapuu	6	9	0,07
	t-sitkankääpä, *Amyloporia sitchensis*	L 3-4 järeä kuusimaapuu	5	10	0,06
	t-sitruunakääpä, *Antrodiella citrinella*	L 3-4 kuusi- ja lehtimaapuu	3	5	0,03
	t-lovikääpä, *Oligoporus lowei*	L 3-4 mäntymaapuu	2	3	0,03
	t-kalkkikääpä, *Amyloporia crassa*	L 3-4 järeä mäntymaapuu	3	3	0,04
	t-paksukuorikääpä, *Rigidoporus crocatus*	L 2-3 järeä lehtimaapuu	1	3	0,02
	t-harjasorakas, *Gloiodon strigosus*	L 2-3 järeä haapamaapuu	3	5	0,03
	t-varjojäkälä, *Cybebe gracilenta*	L 2-3 pystykoivu	2	3	0,02
	t-rustikka, *Protomerulius caryae*	L 3-4 järeä koivumaapuu	5	8	0,04
Paisteinen, *Sunny*	t-vyöpiiloseppä, *Lacon fasciatus*	L 2-3 havumaapuu	4	5	0,02
	t-lahokapo, *Boros schneideri*	L 1-2 pystymänty	3	7	0,03
	t-pohjantyppyjäärä, *Acmaeops septentrionis*	L 1-2 mäntymaapuu	2	3	0,02
	t-salokääpä, *Dichomitus squalens*	L 2-3 mäntymaapuu	3	3	0,02
	t-vyösepäkäs, *Drapetes mordelloides*	L 2-3 lehtipuu	7	9	0,09
	t-koivukelokärsäkäs, *Tropideres dorsalis*	L 1-2 pystylehtipuu	5	8	0,04
	t-haavansahajumi, *Xyletinus tremulicola*	L 1-2 pystyhaapa	2	4	0,02
		Yhteensä, *Total*	98	177	1,00

keimman uhanalaisluokan omaavan lajin mukaan, jota jatkossa kutsutaan tyyppilajiksi. On siis syytä huomatta, että jatkossa tyyppilajilla tarkoitetaan elinympäristövaatimuksiltaan samankaltaisten lajien joukkoa ja yksinkertaisuuden vuoksi tekstissä käytetään vain yhden lajin nimeä. Esimerkiksi alueella mahdollisesti tavattavista 2. ja 3. lahoasteen kuusimaapuulla elävistä varjoisaa ja kosteaa pienilmastoa vaativista lajeista korpikolva (*Pytho kolwensis*) on luokiteltu kaikkein uhanalaisimmaksi (EN) ja koko tätä ryhmää kuvataan jatkossa tyyppilajinimellä ”t-korpikolva”.

Optimointi-simulaatioita varten määrittelimme tyyppilajeille suhteutetun painoarvon lajiryhmään kuuluvien lajien lukumäärän ja uhanalaisuusluokkien perusteella (CR = 4, EN = 3, VU =2, NT = 1). Edellä mainittu t-korpikolva sisältää 9 Kitsin alueella potentiaalisesti esiintyvää lajia (2 EN-lajia, 3 VU-lajia ja 4 NT-lajia). Kun lajien lukumäärät kerrotaan uhanalaisluokitusten mukaisilla kertoimilla, saadaan tulokseksi 16. Tämä luku suhteutetaan edelleen kaikkien alueella potentiaalisesti tavattavien lajien uhanalaisluokalla painotettuun määrään (180) jolloin t-korpikolvan painoksi saadaan 16/180 = 0.09 (taulukko 4.2). Painotuksen seurauksena uhanalaisstatus vaikuttaa optimoinnissa laskettavaan *lajiarvoksi* kutsuttuun monimuotoisuusindeksiin (ks. kappale 5.6.1, kaava 9) siten, että mitä enemmän ja mitä korkeamman statuksen omaavia lajeja tyyppilajin edustama ryhmä sisältää, sitä enemmän kyseisen tyyppilajin habitaatin määrä vaikuttaa *lajiarvoon*. Esimerkiksi t-korpikolvan habitaatin painoarvo optimoinneissa on kolminkertainen t-sitruunakäävän habitaattiin verrattuna (taulukko 4.2).

4.2

Habitaatin soveltuvuusindeksi (HSI)

Uhanalaisten ja silmälläpidettävien lajien elinympäristövaatimukset sisällytetään suunnitteluohjelmaan habitaatin soveltuvuusindeksien avulla (HSI, *habitat suitability index*). HSI:n idea on syntynyt Yhdysvalloissa jo 1980-luvun alussa (ks. Larson ym. 2004) ja McCarter ym. (1998) yhdistivät sen puuston kasvua ja sukkessiota kuvaavaan maisemasimulaattoriin. Viime aikoina vastaavia tutkimuksia ovat tehneet mm. Kurttila ym. (2002a) ja Larson ym. (2004), mutta he ovat tarkastelleet ainoastaan 1–2 lajin systeemejä. Oman tutkimuksemme kaltaista, suurimman osan jonkun tietyn alueen uhanalaisen lajiston kattavaa tutkimusta, ei ole tiettävästi aiemmin tehty.

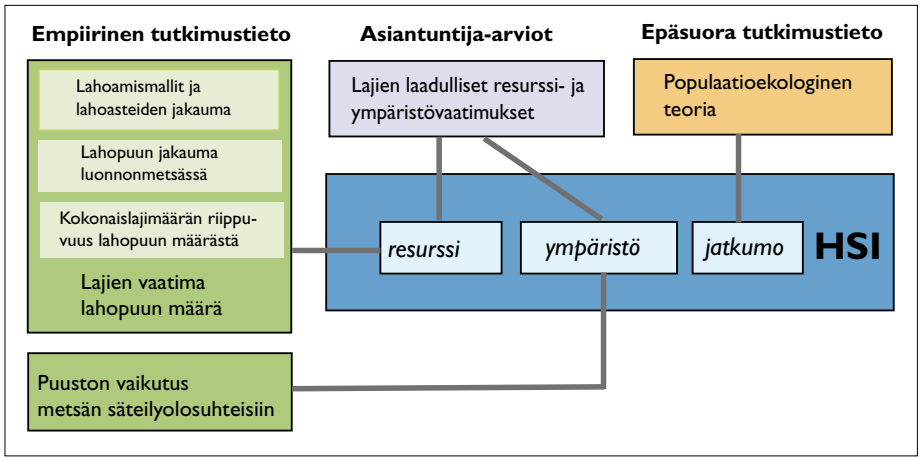
HSI:n avulla kuvataan esimerkiksi tietyn metsikön (kuvion) sopivuutta tarkasteltavan lajin (lajiryhmän) elinympäristönä. HSI:iin yhdistetään useita elinympäristön osatekijöistä, joiden tiedetään olevan lajin kannalta tärkeitä. Yleensähän lajin elinympäristövaatimuksia ei voida kuvata vain yhden muuttujan avulla. HSI:n osatekijöitä kutsutaan osahyötyfunktioiksi (*sub-priority functions*). Osahyötyfunktioden määrä ja niiden vaikutus HSI:n arvon määräytymisessä voi vaihdella. Osahyötyfunktioiden ja lopullisen HSI:n arvo skaalataan välille 0–1 (0 = lajille soveltumaton habitaatti, 1= lajille paras mahdollinen habitaatti). Tämän lähestymistavan vahvuus on se, että metsikkökuvioille voidaan määrittää joustavasti jatkuvia HSI:n arvoja, mikä on realistisempaa kuin karkea ”sovelias habitaatti” – ”sopimaton habitaatti” -jako. HSI:n avulla on mahdollista vertailla eri suunnitelmien tuottaman ”soveliaan habitaatin” kokonaismäärän lisäksi myös habitaatin laadullista vaihtelua.

Elinympäristön kuvaamisessa käytimme metsätaloudessa tavanomaisia puustotunnuksia. Tämän tutkimuksen lähtöaineistona ovat Metsähallituksen kuviokohtaiset puustotiedot. Tällöin on luonnollista, että myös käytetyt HSI:t laaditaan puustotietoja kuvaavien muuttujien pohjalta. Tämä asettaa omat rajoituksensa tarkasteltavan uhanalaisen lajiston suhteen. Niitä uhanalaisia lajeja, joiden resurssivaatimuksia ei voida kuvata puustotunnuksin, kuten puulaji, läpimitta, lahoaste, ei myöskään voida sisällyttää tähän tutkimukseen. Näiden lajien osuus alueen uhanalaisesta lajistosta oli edellä mainitut 29 %.

4.2.1

Laadulliset ja määrälliset resurssivaatimukset

Habitaatin soveltuvuusindeksien laatiminen on tutkimuksemme vaikeimpia ja kriittisimpiä tehtäviä. Useista uhanalaisista ja silmälläpidettävistä lajeista on niin vähän kvantitatiivista esiintymis- ja elinympäristötietoa, että HSI-funktioiden laadinta ei ole julkaistujen tietojen perusteella mahdollista. Tällä hetkellä ainoa mahdollisuus onkin koostaa lajien elinympäristötieto mahdollisimman monesta lähteestä, ja tällä tavoin saada HSI:n edellyttämät tiedot. Huomattava osa tarvittavista tiedoista on kuitenkin mm. eri eliöryhmien asiantuntijoiden ja aktiiviharrastajien henkilökohtaisissa julkaisemattomissa tiedoissa. Seuraavaksi käymme läpi yksityiskohtaisesti HSI:en osatekijöiden laatimisessa käytetyt eri tietolähteet ja sen miten HSI muodostettiin. Kuvassa 4.1 on yleisesitys HSI:n osatekijöistä ja eri osatekijöiden muodostuksessa käytetyistä tietolähteistä.



Kuva 4.1. HSIn osatekijöiden muodostuksessa käytetyt tietolähteet. Prosessin tarkempi kuvaus löytyy tekstistä.

Figure 4.1. Components of HSI models and information sources that were used in the model development process.

HSI:n ja sen osahyötyfunktioiden lähtötietoina käytettiin asiantuntijoiden arvioita taulukossa 4.1 mainittujen lajien resurssivaatimuksista. Tiedonhankitaprosessi asiantuntijoineen on kuvattu aiemmin julkaistussa artikkelissamme (Tikkanen ym. 2006). Tärkeimmät lajistoasiantuntijat, joiden arvioihin lajien resurssivaatimukset HSI malleissamme perustuvat olivat:

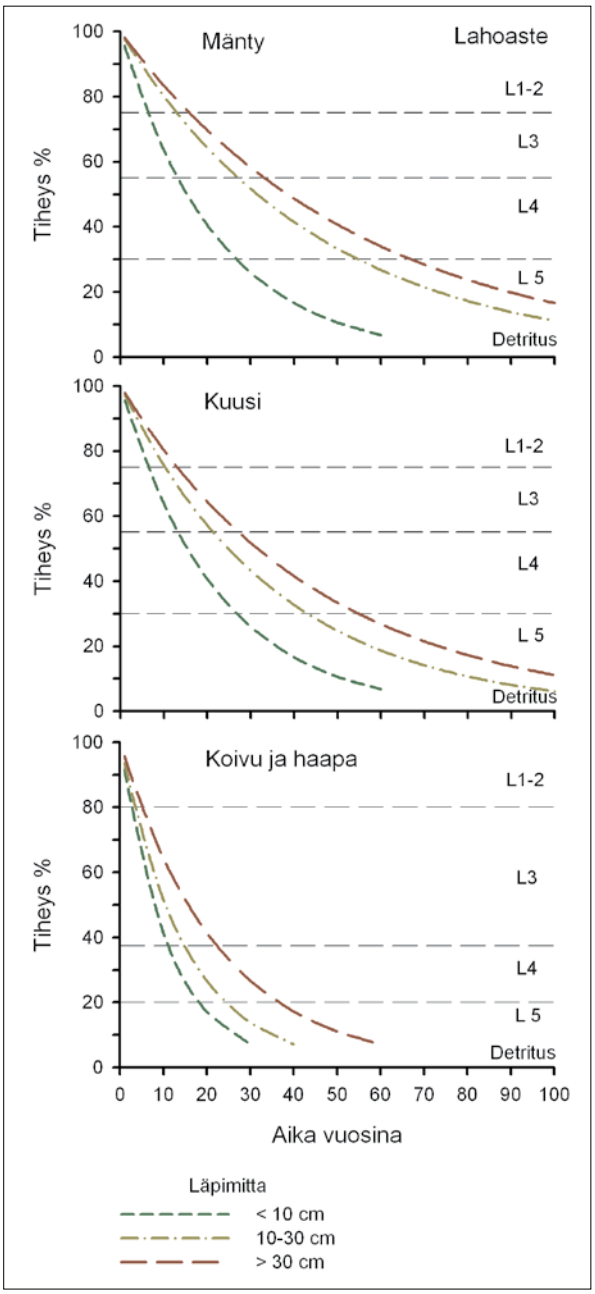
- Luteet, Vekko Rinne
- Kovakuoriaset, Petri Martikainen ja Esko Hyvärinen
- Kääväkkäät, Heikki Kotiranta, Pertti Renvall ja Kaisa Junninen

Suurin osa (78 %) Suomen uhanalaisista ja silmälläpidettävistä boreaalisista metsälajeista osoittautui riippuvaisiksi tietystä metsän rakennepiirteestä, puulajista, puun koosta tai lahoasteesta (Siitonen 1994, Tikkanen ym. 2006), mikä tarjosi hyvän lähtökohdan puustotietoihin perustuvien HSI-mallien kehittämiseksi.

Laadullisten resurssivaatimusten lisäksi HSI:n laatimiseksi tarvitaan arvio lajien määrällisestä resurssivaatimuksesta. Aluksi jokaiselle tyyppilajille laskettiin HSI:n osaindeksin arvoa 1 vastaava lahopuun määrä. Empiirisen lajikohtaisen tiedon puuttuessa resurssin määrällisen vaatimuksen mallit perustuvat päättelyyn, jossa hyödynnetään toisaalta asiantuntija-arvioiden perusteella saatua tietoa lajien elinympäristövaatimuksista ja toisaalta metsien lahopuuston rakenteesta ja dynamiikasta tunnettuja tietoja. Yleisenä oletuksena tässä päättelyssä on, että jos metsä on lahopuuston määrän ja laadun suhteen luonnontilainen, se tarjoaa sopivan elinympäristön lajille. Elinympäristön laatu voi kuitenkin vaihdella sen mukaan, kuinka hyvin luonnontilaisen metsän rakennepiirteet ovat tarjolla. Lähtötietoina lahopuuston rakenteen ja dynamiikan osalta käytettiin seuraavia tietoja:

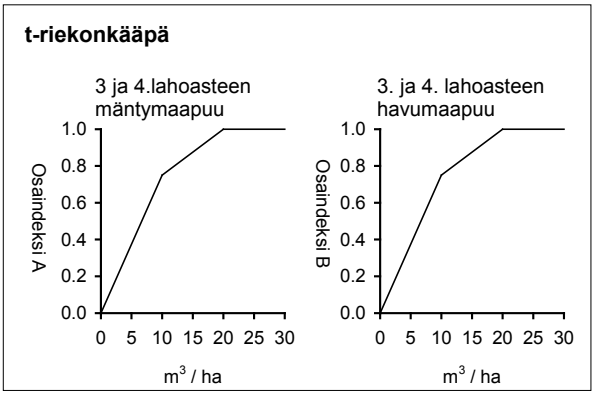
i) luonnonmetsissä tehdyt metsän rakenteen mittaukset: mäntyvaltaisissa metsissä kuolleen maapuun ja pystypuun välinen tilavuuden jakauma on 50:50 (Linder 1998, Rouvinen 2002) ja kuusivaltaisissa metsissä 70:30 (Kuuluvainen ym. 1998, Siitonen ym. 2000, Rouvinen 2002).
ii) puiden lahoamismallit (tiheyden muutos puun kuolemasta kuluneen ajan funktiona; Tarasov ja Birdsey 2001; kuva 4.2, taulukko 4.3).
iii) maastosta keräämämme aineisto, jonka perusteella määritettiin puuaineksen tiheys eri lahoasteissa (mänty, kuusi, koivu; taulukko 4.4).
iv) tutkimustulokset lahopuun määrän ja lajirunsauden välisestä suhteesta (Martikainen ym. 2000, Penttilä ym. 2004, Similä ym. 2002a, Junninen ym. 2006), joista pääteltiin että 80 m^3 ha^{-1} lahopuuta on riittävä määrä vaateliaalle uhanalaiselle lajistolle (tietolaatikko 4.1). Tämän kuutiomäärän jälkeen lajimäärä ei enää merkittävästi kasva, vaikka lahopuun määrä lisääntyisi huomattavasti.

Alkuoletuksenamme on, että metsässä, jossa lahopuuta on niin paljon, että sen puute ei rajoita lajimäärää, on myös eri tyyppistä lahopuuta riittävä määrä. Samalla oletamme lahopuun määrän ja sen laadullisen vaihtelun olevan toisistaan riippuvaisia. Lahopuun laatuvaihtelu on monien lajien kannalta tärkeä ominaisuus, koko lajiston kannalta jopa tärkeämpi kuin lahopuun määrä (Similä ym. 2003).



Kuva 4.2. Simuloinnissa käytetyt männyn, kuusen ja lehtipuiden lahoamismallit ($Y_t = Y_0\ e^{-kt}$, taulukko 4.3). Lahoasteiden rajat on määritelty maastosta kerättyjen näytteiden keskiarvojen (taulukko 4.4) puoleen väliin.

Figure 4.2. Decay models for pine, spruce and deciduous trees ($Y_t = Y_0\ e^{-kt}$, table 4.3). Transitions between decay stages (lahoaste) are drawn in the middle of two mean values (table 4.4).



Kuva 4.3. Esimerkki tyyppilajien resurssivaatimuksia kuvaavien HSI osaindeksien malleista. T-riekonkääpä on ensisijaisesti 3. ja 4. lahoasteen mäntymaapuuta vaativien lajien ryhmä, joka pystyy myös elämään kuusella.

*Figure 4.3. Sub priority functions of resource component of habitat model; t-*Androdia albobrunnea *as an example. It is a group of species that dwell in pine logs of decay stage 3 and 4, but which can utilise also spruce as a secondary host species. Sub-priority A describes the effect of amount of suitable pine logs and sub-priority B the amount of logs of both coniferous species on habitat quality.*

Taulukko 4.3. Lahoamismalleissa käytetyt männyn, kuusen ja lehtipuiden lahoamisvakiot (k) puuaineksen tiheydelle.

Table 4.3. Deacay rates (density) of pine, spruce and deciduous trees used in negative exponential decay functions.

	Läpimittaluokka (cm), *Diameter class*		
	< 10	10-30	>30
Mänty, *Pine*	0.045	0.022	0.018
Kuusi, *Spruce*	0.045	0.028	0.022
Lehtipuut, *Deciduous trees*	0.088	0.066	0.044

Taulukko 4.4. Lahoastetta vastaava puuaineksen tiheys-%: n keskiarvo (±S.D.). Luvut saatu mittaamalla 6–8 näytettä per puulaji ja lahoaste. Kuiva-tuoretiheyden vertailuarvot (100 %): kuusi = 380 kg m^{-3}, mänty = 420 kg m^{-3}, koivu = 480 kg m^{-3}.

Table 4.4. Decay stage and corresponding density of wood material in relation undecayed wood (mean, ±S.D., n = 6–8 in each tree – decay stage combination).

Lahoaste, *Decay stage*	Kuusi, *Spruce*		Mänty, Pine		Koivu, *Birch*	
	Ka.	±S.D.	Ka.	±S.D.	Ka.	±S.D.
2	97	9.2	95	5.9	99	9.6
3	67	10.0	62	6.5	56	16.3
4	43	14.0	51	11.6	30	6.9

Taulukko 4.5. HSIn osahyötyfunktioiden muodostuksessa käytetyt arviot (%) lahopuun kokonaismäärän jakaantumisesta kuusi- ja mäntymetsissä maapuuhun ja pystypuuhun sekä maapuun osalta vielä eri lahoasteisiin.

Table 4.5. Estimated proportions of snags and logs from total amount of dead wood in spruce and pine forests. Proportion of logs is further divided among different decay stages (L 2-5).

		Maapuuta, *Logs*				
	Pystypuuta [1], *Snags*	Yht., *Total*	L 2 [2]	L 3	L 4	L5
Kuusi, *Spruce*	30	70	17.5	17.5	17.5	17.5
Mänty, *Pine*	50	50	12.5	12.5	12.5	12.5

[1] kaikki pystypuu on käytännössä lahoastetta 2 ja kaatuu viimeistään saavuttaessaan lahoasteen 3.
[2] koska lahoaste 1 on hyvin lyhytkestoinen se on yhdistetty lahoasteeseen 2.

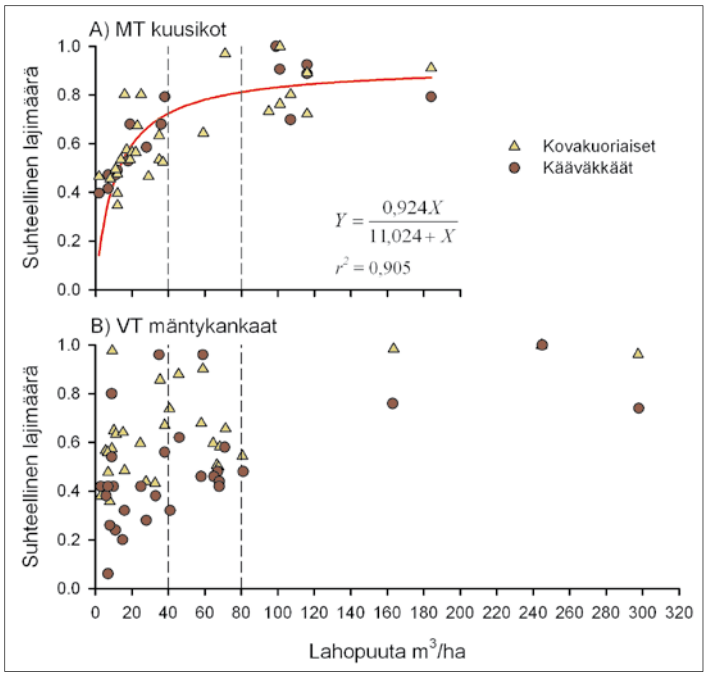
Tietolaatikko 4.1.

Lajimäärän riippuvuus lahopuun määrästä mänty- ja kuusimetsiköissä

Olli-Pekka Tikkanen, Maarit Similä, Jari Kouki, Kaisa Junninen ja Petri Martikainen

Kovakuoriaiset ja kääväkkäät muodostavat suurimman osan boreaalisten metsien uhanalaisesta ja silmälläpidettävästä lajistosta (Tikkanen ym. 2006). Näiden lajien runsaus metsässä on riippuvainen siellä olevan lahopuun määrästä. Eteläsuomalaisissa vanhoissa mustikkatyypin kuusimetsissä tehtyjen tutkimusten perusteella voidaan olettaa että lajimäärä on suurimmillaan kun metsässä on lahopuuta yli 80 m^3 ha^{-1} (kuva A). Lajimäärän riippuvuus lahopuun määrästä on samankaltainen myös itäsuomalaisissa puolukkatyypin mäntymetsissä (kuva B). Kuvien pystykatkoviivat rajaavat alueen jossa voidaan olettaa lahopuun kokonaismäärän saavuttavan tason joka riittää vaateliaallekin lahopuulajistolle. Näiden raja-arvojen perusteella määriteltiin HSI:n lahopuuosahyötyfunktioiden taitepisteet (ks. liitteet 1.1–10).

Coleoptera (triangles) and Aphyllophorales (circles) are the most numerous taxa among the red-listed boreal forest species of Finland (Tikkanen et al. 2006). In a forest stand, the number of these species is dependent on the amount of dead wood. Based on studies done in mesic spruce stands located in southern Finland it can be assumed that the species richness is the highest when the amount of dead wood is over 80 m^3 ha^{-1}(Figure A). The relationship between the amount of dead wood and number of species is similar also in dryer pine forests of eastern Finland (Figure B). Vertical dashed lines indicate the values of x axis where the species richness curve approaches its asymptote. These values were used in definition of resource sub-priority functions of HSI models (Appendices 1.1–10).



Kuva (A) on piirretty uudelleen Martikainen ym. (2000) ja Penttilä ym. (2004) tulosten mukaan joiden yhdistettyyn aineistoon on sovitettu regressiokäyrä,
$Y = \frac{aX}{b+X}$.
Kuva (B) perustuu kovakuoriaisten osalta Similä ym. (2003) ja kääpien osalta Junninen ym. (2006) tutkimusten alkuperäiseen aineistoon. Havaintojen jakautuminen mäntymetsäaineistossa X-akselille on hyvin epätasainen johtuen mahdollisesti metsiköiden iän huomattavasti suuremmasta vaihtelusta kuvan A kuusimetsiköihin verrattuna. Havaintojen epänormaalin jakauman takia regressiokäyrää ei voida sovittaa mäntymetsien aineistoon.

Figure A is based on re-scaled results of Martikainen et al. (2000) and Penttilä et al. (2004). The Figure B is drawn from original data of Similä et al. (2003; Coleoptera) and Junninen et al. (2006; Aphyllophorales). The ages of pine forests (Fig. B) are more variable which may explain the higher dispersion of data points compared to spruce forests (Figure A).

Toinen oletuksemme on, että luonnontilaisen metsäekosysteemin lahopuusto on tasapainotilassa, jolloin uutta lahopuuta syntyy tasaisesti ja saman verran kuin systeemistä poistuu. Käytännössä tyyppilajien resurssin määrällisen vaatimuksen arvo johdettiin HSI:n osahyötyfunktioihin pilkkomalla kohdan (iv) lahopuun kokonaismäärä eri ositteisiin (kuva 4.2). Lahoamisnopeutta kuvaavien mallien (ii) ja lahoasteiden tiheyden (iii) perusteella arvioitiin eri lahoasteiden osuus maapuun (i) määrästä (taulukko 4.5). Esimerkiksi mäntymetsässä, jossa on 80 m^3 ha^{-1} lahopuuta, on 50 % eli 40 m^3 ha^{-1} maapuuta, josta 1/4 eli 10 m^3 ha^{-1} on lahoasteen 1–2 maapuuta, 10 m^3 ha^{-1} lahoasteen 3 maapuuta, 10 m^3 ha^{-1} lahoasteen 4 maapuuta ja 10 m^3 ha^{-1} lahoasteen 5 maapuuta. Näin saatiin arvio siitä, kuinka paljon ja minkä tyyppistä lahopuuta esiintyy sellaisessa luonnontilaisessa metsässä, joka voisi olla lajille sopiva elinympäristö.

Lahopuutietojen ja tyyppilajiryhmien elinympäristövaatimusten avulla arvioimme kullekin lajiryhmälle HSI:n osaindeksin arvoa 1 vastaava lahopuun määrä. Esimerkiksi asiantuntija-arvioiden perusteella t-riekonkääpä (kuva 4.3) vaatii ensisijaisesti 3. tai 4. lahoasteen mäntymaapuuta, jolloin HSI osaindeksi A =1, kun kuviolla on vaadittua resurssia 10 m^3 ha^{-1} + 10 m^3 ha^{-1} (3. + 4. lahoasteen maapuu) = 20 m^3 ha^{-1}. Laji pystyy hyödyntämään toissijaisesti myös kuusimaapuuta, jolloin 3. ja 4. lahoasteen kuusimaapuu kompensoi puuttuvaa 3. tai 4. lahoasteen mäntymaapuuta, jos sen määrä jää alle 20 m^3 ha^{-1} (HSI osaindeksi B).

Lahopuun määrän lisääntyminen kasvattaa nopeasti resurssivaatimuksia kuvaavien osaindeksien arvoa hidastuen taitepisteessä ja saavuttaa lopulta maksimin, jonka jälkeen lahopuun määrä ei enää rajoita lajin esiintymismahdollisuutta kuviolla (HSI-osaindeksi = 1). Tämä noudattaa samanmuotoista riippuvaisuussuhdetta kuin lajien kokonaismäärän ja lahopuumäärän välillä on havaittu (iv), ja riippuvaisuuden muoto perustuu siis tähän oletukseen. HSI-osaindeksin taitepiste (HSI-osaindeksi = 0,75) laskettiin samalla tavoin kuin HSI-osaindeksin arvo 1 käyttäen alkuarvona lajikäyrän (tietolaatikko 4.1) 40 m^3 ha^{-1} lahopuun määrää.

Kuten edellä todettiin, suurimmasta osasta uhanalaista lajistoa ei ole kattavaa empiiristä tietoa lajin määrällisistä resurssivaatimuksista. Tämän takia pyrimme pitämään lahopuun määrän vaikutusta kuvaavien HSI-osaindeksien muodostamistavan yksinkertaisena ja noudattamaan sitä mahdollisimman yhdenmukaisesti kaikkien tyyppilajien kohdalla. Lehtipuille ei löydy kirjallisuudesta tietoja kuolleen maapuun ja pystypuun välisestä jakaumasta, joten niiden kohdalla käytimme kuusen arvoja. Lisäksi haavan laikuittainen esiintyminen tekee metsäkuviotason kriittisen määrän arvioimisen vaikeaksi. Siksi haavan kohdalla käytimme alempia hehtaarikohtaisia lahopuun määrän arvoja kuin muiden puulajien kohdalla ilman tarkempaa jaottelua eri lahoasteisiin. Käyttämämme raja-arvot kuitenkin tukeutuvat tutkimustuloksiin (Martikainen 2001, Hottola 2003). Tyyppilajien resurssivaatimuksia kuvaavat HSI:n osaindeksien mallit on liitteessä 1.1–10.

4.2.2
Ympäristöolosuhteet

Latvuspeittävyydellä voi olla joko myönteinen tai kielteinen vaikutus tutkittavan lajiston esiintymisen kannalta. Huomioimme tämän tyyppilajien HSI:ejä laadittaessa siten, että metsikön puuston pohjapinta-alan kasvaessa HSI:n pienilmastoa kuvaava osahyötyfunktion arvo nousi kosteaa pienilmastoa vaativien lajien kohdalla ja aleni paisteista pienilmastoa suosivien lajien kohdalla. Paisteista pienilmastoa suosivat lajit voivat kuitenkin esiintyä myös sulkeutuneessa metsässä (Ahnlund ja Lindhe 1992, Martikainen 2000, 2001; edellä mainitut asiantuntija-arviot). Siksi latvustopeittävyyden vaikutusta paistelajien habitaatin laatuun kuvaava HSI:n osaindeksi ei saa 0.5 pienempää arvoa. Pohjapinta-alan (latvuspeittävyyden) vaikutusta pienilmastoon kuvaavien osahyötyfunktioiden muotoon arvioimme Buckleyn ym. (1999) tulosten perusteella.

Kuusen osuus metsikön puustosta vaikuttaa metsikön pienilmastoon, koska se päästää vähemmän valoa metsän pohjaan kuin mänty tai lehtipuut (Kellomäki 1984: s. 81). Huomioimme tämän omana osaindeksinä, jossa kuusen osuuden lisääntyessä varjoisaa pienilmastoa suosivien lajien HSI:n arvo kasvaa ja paisteista pienilmastoa suosivien HSI:n arvo laskee. Koska edelliset lajit ovat pääsääntöisesti kuusella eläviä lajeja ja jälkimmäiset männyllä tai lehtipuilla eläviä lajeja, tämä osahyötyfunktio ei ole ristiriidassa lajien resurssivaatimusten kanssa. Tyyppilajien ympäristövaatimuksia kuvaavat HSI:n osaindeksien mallit on liitteessä 1.10.

4.2.3
HSI = osaindeksien tulo

Muodostimme tyyppilajien metsikkökohtaisen HSI:n resurssivaatimuksia (resurssi$_n$) ja ympäristövaatimuksia (ympäristö$_k$) kuvaavien osaindeksien sekä metsikön alkutilanteen tai edellisellä kaudella saaman HSI:n arvon (jatkumo) avulla. Koska HSI:n laskennassa käytettävä yhtälö on tulomuotoinen, on metsikön arvo tyyppilajin habitaattina nolla,

mikäli yksikin kolmen osatekijän arvoista on nolla. Maisemasimuloinneissa kunkin metsikön sopivuus eri tyyppilajien elinympäristöksi lasketaan seuraavasti:

$$HSI_{tyyppilaji} = \left[\prod_{n=1}^{N} (resurssi_n)^{1/N} \prod_{k=1}^{K} (ympäristö_k)^{1/K} (jatkumo) \right]^{1/3}$$

missä $resurssi_n$ = tyyppilajin resurssivaatimusta kuvaavan osaindeksi$_n$:n arvo, N= tyyppilajin *resurssi*-osaindeksien lukumäärä, $ympäristö_k$= tyyppilajin ympäristövaatimusta kuvaavan osaindeksi$_k$:n arvo ja K= *ympäristö*-osaindeksien lukumäärä. *Resurssi*-osaindeksit kuvaavat tyyppilajin vaatiman lahopuun määrää ja laatua ja *ympäristö*-osaindeksit metsikön pienilmastoa puuston pohjapinta-alan ja puulajisuhteiden avulla. Pienilmastovaatimuksiltaan neutraalien typpilajien kohdalla ympäristö ei rajoita lajin esiintymistä, joten näiden lajien kohdalla

$$\prod_{k=1}^{K} (ympäristö_k)^{1/K}$$

sai arvon 1. *Jatkumo*-muuttujan avulla habitaatin ajallinen jatkumo tulee huomioiduksi. *Jatkumo* kuvaa habitaatin ajallisen jatkumon metsikölle tuomaa lisäarvoa. Mikäli uhanalaisen lajin vaatimaa resurssia on ollut tarjolla edellisellä kaudella, on todennäköisempää että lajia esiintyy kuviolla kuin siinä tapauksessa että resurssi on vasta syntynyt kyseiselle kuviolle. *Jatkumo* -tekijän mukaanotto on tietoinen poikkeama HSI:n alkuperäisestä ajatuksesta puhtaana resurssimallina, koska huono leviämiskyky todennäköisesti heikentää monien uhanalaisten lajien kykyä reagoida nopeasti uusien resurssilaikkujen syntymiseen (Jonsson ym. 2005). Sen avulla pyrimme pienentämään lyhytkestoisten resurssilaikkujen vaikutusta optimoinnin tuloksiin. *Jatkumon* vaikutus HSI-arvoon lasketaan yksinkertaisella tavalla:

jatkumo (*j*) = *HSI edellinen kausi,* jos *HSI edellinen kausi* > 0.1 ja *HSI tämä kausi* < 1

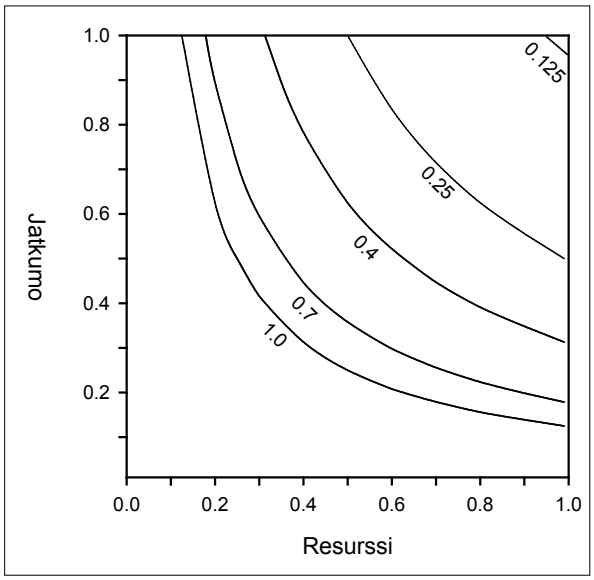
Sen arvoja tarkennetaan kuitenkin seuraavasti:

j = 0.1, jos *HSI edellinen kausi* < 0.1 ja *HSI tämä kausi* < 1 muuten

j =1 (*HSI tämä kausi* = 1).

Looginen ehto on tarpeen, jotta soveltumaton habitaatti (edellisen kauden HSI on nolla) voisi ylipäätään kehittyä paremmaksi ja mahdollistaa tilanteen, jossa syntyy poikkeuksellisen suuri määrä tyyppilajin vaatimaa resurssia ja sitä seuraavan habitaatin laadun nopean kohenemisen esimerkiksi metsäpalon tai myrskyn seurauksena. *Jatkumo* hidastaa sekä hyvän habitaatin muuttumista huonoksi että huonon habitaatin muuttumista hyväksi. HSI-funktion eri tekijöiden vaikutusta HSI:n arvon määräytymiseen on tarkasteltu kuvassa 4.4.

Tutkimuksessa käyttämämme lajien ja elinympäristöjen luokitukseen ja sen kriittisiin virhe- ja epävarmuustekijöihin palataan myöhemmin luvussa 8.



Kuva 4.4. Resurssin ja jatkumon vaikutus HSI:n arvoon ympäristön eri arvoilla (käyrien arvot). Käyrät osoittavat niitä HSI:n tekijöiden arvojen yhdistelmiä joilla HSI saa arvon 0,5.

Figure 4.4. Effect of different combinations of resource (resurssi), continuity (jatkumo) and microclimate (ympäristö; values on contours) on value of HSI function. Contours indicates those combinations where the HSI function gets a value of 0,5.

5 Monitavoitteinen metsäsuunnittelu: menetelmän yleisperiaatteet ja Kitsin–Hattuvaaran alueen erityispiirteet

Multiobjective forest planning: planning method applied in this study and the specific characteristics of the Kitsi–Hattuvaara planning area

Tero Heinonen

5.1 Johdanto

Metsäsuunnittelun tarkoitus on tukea metsätalouden päätöksentekoa tuottamalla vaihtoehtoisia metsän käyttöä koskevia toimintasuunnitelmia (Pukkala 1994). Suunnitteluun sisältyy myös eri vaihtoehtojen seurausten kartoitus sekä päätöksentekijän auttaminen arvottamaan eri vaihtoehdot. Suunnittelun tärkeänä tehtävänä on osoittaa tapa käyttää metsän resursseja niin, että erilaisten tavoitteiden mukainen hyöty maksimoidaan.

Perinteisesti metsäsuunnittelussa on keskitytty puuntuotannollisiin ja taloudellisiin tavoitteisiin. Tavoitteena on saattanut olla puun myynnistä saatavien nettotulojen tai hakkuumäärän maksimointi ja tasaiset hakkuutulot. Viimeisen 20 vuoden aikana suuntaus on ollut kuitenkin myös muiden kuin puuntuotannollisten tavoitteiden sisällyttämiseen suunnittelulaskelmiin. Metsien käsittelyn sosiaalinen ja ekologinen kestävyys ovat tulleet puuntuotannon rinnalle. Sosiaalisena tavoitteena voi olla esim. ulkoilua ja virkistyskäyttöä (Pukkala ym. 1995, Kangas ja Store 2002), marja- ja sienisatoa tai työllisyyttä koskevia tavoitteita. Ekologiset tavoitteet koskevat usein jonkin tietyn lajin habitaattivaatimusten huomioonottamista suunnittelulaskelmissa (esim. Bettinger ym. 1997, Öhman 2001, Kurttila ym. 2002a). Myös vanhan metsän osuus on yleinen ekologinen tavoite (esim. Öhman 2000, Jumppanen ym. 2003).

Kun suunnittelu sisältää useita yhtäaikaisia tavoitteita, puhutaan monitavoitteisesta suunnittelusta. Monitavoitteisessa metsäsuunnittelussa suunnitelmia luodaan monikriteerisillä päätöstukimenetelmillä ja monitavoitteisilla optimointialgoritmeillä (Pukkala 2002a). Monitavoitteinen suunnitteluongelma voidaan mallintaa eri tavoin: (1) yhtä tavoitetta minimoidaan tai maksimoidaan ja muut tavoitteet ilmaistaan rajoitteilla (lineaarinen optimointimalli); (2) tavoitefunktio minimoi yhtä aikaa useiden tavoitteiden poikkeamia niiden tavoitetasoista (monitavoiteoptimointi); (3) tavoitefunktiossa on yksi tavoite, kuten nettonykyarvo, ja sakkofunktioilla kuvataan muiden tavoitteiden poikeamaa tavoitetasoista tai (4) monitavoitteista hyötyfunktiota käytetään tavoitefunktiona.

Metsäsuunnitelmien ja etenkin monitavotteisten suunnitelmien laadinta tapahtuu nykyään pääsääntöisesti tietokoneella. Tähän on yhtenä luonnollisena syynä metsäsuunnitteluongelmien suuri koko ja monimutkaisuus. Esimerkiksi metsäsuunnittelutehtävässä, jossa optimoidaan käsittelyt yhdelle suunnittelukaudelle ja kymmenelle kuviolle, joilla on kullakin kaksi käsittelyvaihtoehtoa, ratkaisujen määräksi saadaan $2^{10} = 1024$. Jos kuvioiden lukumäärä kasvaa yhdellä, ratkaisujen määrä on 2^{11} eli 2048. Jos käsittelyvaihtoehdot nousevat kahdesta neljään, ratkaisujen määrä on jo 4 194 304 kpl. Todellisissa suunnittelutilanteissa kuvioita saattaa olla tuhansia, käsittelyvaihtoehtoja yhdelle kuviolle kymmeniä, suunnittelukausia useampia ja erilaisia rajoitteita myös monia, joten ratkaisujen määrä kasvaa tavattoman suureksi. Tällöin kvantitatiivisten ja tehokkaiden laskennallisten menetelmien käyttö on välttämätöntä.

5.2

MONSU-suunnitteluohjelmisto

Tutkimuksessa käytettiin erilaisten suunnitelmien (skenaarioiden) laadintaan metsän monikäytön suunnitteluohjelmisto MONSUa (Pukkala 2004). MONSU on tehty Joensuun yliopistossa opetuskäyttöön ja tilakohtaiseen metsätalouden suunnitteluun. MONSUn uusimpia versioita on käytetty laajasti myös metsäsuunnittelun tutkimuksessa (esim. Jumppanen ym. 2002, Kurttila ym. 2002a, Heinonen ja Pukkala 2004).

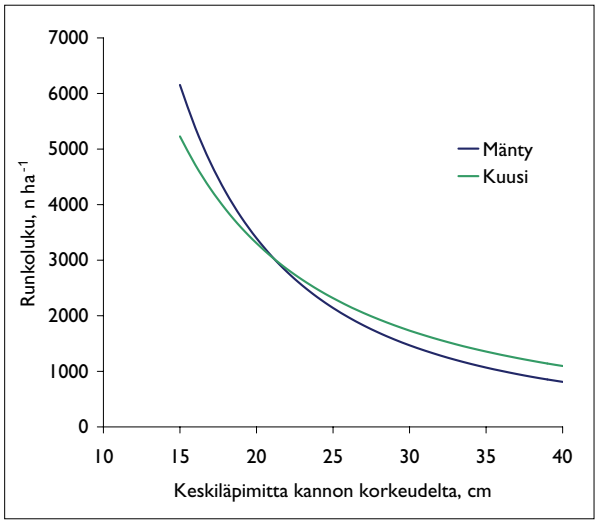
Nykyaikainen metsäsuunnittelu on tavoitevetoista ja vuorovaikutteista. Metsänomistajan tavoitteiden ja näkökohtien toteutuminen määrää pitkälti suunnitelman käyttöarvon. MONSUlla metsiköiden käsittelyehdotukset johdetaan metsänomistajan tavoitteista vuorovaikutteista optimointialgoritmia käyttäen. MONSUun on tavanomaisten puustotunnusten lisäksi liitetty keräilytuotteiden määrän – esimerkiksi marjojen ja sienien – sekä metsän lähimaisema- ja virkistysarvon ennusteita ja arviointimenetelmiä. Lisäksi ohjelma laskee suunnittelun kohteena olevalle alueelle monimuotoisuusindeksin sekä monia muita monimuotoisuuteen liittyviä tunnuksia (vanhan metsän pinta-ala, lahopuun määrä, maiseman rakennetta kuvaavia tunnuksia). MONSUn uusimmassa versiossa suunnittelun tavoitemuuttujina voidaan käyttää myös mm. metsäalueen spatiaalista rakennetta mittaavia ekologisia muuttujia ja hakkuiden keskinäistä sijainti kuvaavia tunnuksia. MONSU mahdollistaa siis spatiaalisen optimoinnin. Spatiaalisen optimoinnin tavoitteena voivat olla esim. leimikkokeskitykset ja vanhojen metsien keskitykset.

5.2.1

MONSUn ominaisuuksia

Metsäsuunnittelulaskelmat vaativat lähtötiedoikseen suunnittelualueen kuvioiden kasvupaikkatietoja ja kuvion puustoa kuvaavia tietoja. Kuviot edustavat kasvupaikaltaan ja puustoltaan homogeenisiä metsän alueita ja niiden inventointi suoritetaan joko maastoinventointina, kaukokartoituksella tai yhdistämällä näitä kahta menetelmää. Tyypillisiä inventoitavia kuviotietoja ovat esim. puulaji, keskiläpimitta, kasvupaikka ja kehitysluokka. MONSUssa kuvioille lasketaan näiden tietojen pohjalta puuston nykytilaa kuvaavat tunnukset. Puustotunnusten laskenta perustuu yhden puun malleihin (Nyyssönen ja Mielikäinen 1978, Laasasenaho 1982). Puustotunnuksia laskettaessa kuviolle generoidaan joukko puita (ns. kuvauspuut), joiden puulaji- ja kokojakauma vastaavat kuvion todellista puustoa. Jokaista puulajia ja -jaksoa varten muodostetaan oma jakauma.

MONSUn kuviotietoihin voidaan tallentaa myös lahopuutietueita. Uuden lahopuuositteen tyyppi on joko pysty- tai maapuu. Simuloinnissa jäljitellään lahopuuositteiden kehitystä kasvattamalla kuolemasta kulunutta aikaa. Pystypuuosite muuttuu ajan kuluessa maapuuksi (kaatuu) todennäköisyydellä, joka riippuu puulajista. Aina kun MONSU laskee metsikön tilamuuttujat (suunnittelujakson ensimmäisenä vuonna ja eri kausien lopussa), se laskee myös lahopuun määrän. Lahopuun määrä lasketaan lahoasteittain, joita on viisi. Lahoasteet jaetaan lisäksi kolmeen järeysluokkaan rinnankorkeusläpimitan perusteella: alle 10 cm, 10–30 cm ja yli 30 cm. Lahopuuositteen lahoamisaste määräytyy kuolemasta kuluneen ajan mukaan. Lahopuun tilavuus ja tiheys pienenevät luvussa 4 esitetyn lahoamismallin mukaisesti (kuva 4.2, taulukko 4.3). MONSUssa lahopuuta syntyy yksittäisten puiden kuolemisen kautta. Yksittäisen puun kuolemistodennäköisyyteen vaikuttavat puun ikä (Hynynen ym. 2002) ja kuvion sisäinen kilpailu. Kilpailu vaikuttaa puiden kuolemiseen itseharvenemisen kautta Hynysen (1993) kannonkorkeusläpimittaan ja kasvupaikan hyvyyteen perustuvien itseharvenemismallien mukaisesti (kuva 5.1). Myös itseharvenemisrajan alapuolella tapahtuu puiden kuolemista Ojansuun ym. (1991) mallien mukaisesti.



Kuva 5.1. Runkoluvun ja kannonkorkeusläpimitan suhde Hynysen (1993) kannonkorkeusläpimittaan ja kasvupaikan hyvyyteen perustuvan itseharvenemismallin mukaan (Hdom = 20 m).

Figure 5.1. Relation between number of stems and diameter at the stump height according to the self thinning model of Hynynen (1993; Hdom = 20 m).

Ohjelmassa käytetyt maisema- ja ulkoiluarvon ennustemallit perustuvat sadasta erilaisesta metsiköstä otettuihin diakuviin (Pukkala ym. 1988). Metsiköt on valittu siten, että ne kattavat tasaisesti puulajiltaan, tiheydeltään ja iältään erilaisia hoidettuja talousmetsiä. Kaikkiaan 121 ihmistä on antanut jokaiselle metsikölle pistemäärän sen maisemallisesta kauneudesta ja ulkoiluviihtyisyydestä. Arvosteluasteikko on ollut 0–10. Metsiköiden arvottamiseen osallistuneet ovat olleet metsäalan opiskelijoita, lukiolaisia, metsäalan ammattilaisia, biologian opiskelijoita, metsänomistajia ja kaupunkilaisia. Maisema-arvo kuvaa lähimaisemaa eli sitä, kuinka kauniilta metsikkö näyttää lähietäisyydeltä katsottuna. Maisema- ja ulkoiluarvon mallit ennustavat koehenkilöiden antamien pistemäärien keskiarvoa. Jokaisesta arvostellusta metsiköstä on inventoitu myös kasvupaikka- ja puustotunnukset. Maastossa arvioiduista metsikkötunnuksista on edelleen laskettu ne tunnukset, joilla maisema- ja ulkoiluarvoa on selitetty. Suhteellisen harva, suurikokoisia koivuja ja mäntyjä kasvava metsikkö on kaunis ja viihtyisä. Suuri männyn, koivun ja haavan osuus suurentaa maisema- ja ulkoiluarvoa, jos metsikön valtapituus on vähintään 10 m. Koivu ja haapa vaikuttavat voimakkaammin kauneus- kuin ulkoilupistemäärään, kun taas männyn runsastuessa metsikön ulkoiluarvo paranee nopeammin kuin maisema-arvo.

5.3 Simulointi

Simulointi on metsäsuunnittelussa tarvittavien tulevaisuuden ennusteiden tuottamista. Suunnittelualueen luontaista kehitystä ja suunnittelujakson aikana suoritettavien toimenpiteiden vaikutusta metsän rakenteeseen simuloidaan. Suunnittelujakso koostuu yleensä kahdesta tai kolmesta suunnittelukaudesta ja suunnittelukausi on yleensä viisi tai kymmenen vuotta. Yksi käsittelyvaihtoehto sisältää yhdelle kuviolle suunnittelujaksolla suunnittelukausittain suoritettavat toimenpiteet (hakkuut ja hoitotoimenpiteet). Simuloinnissa kuvioille generoidaan metsänhoitosuositusten mukaisia kuvioiden kehitysvaiheen ja kasvun mahdollistamia käsittelyvaihtoehtoja.

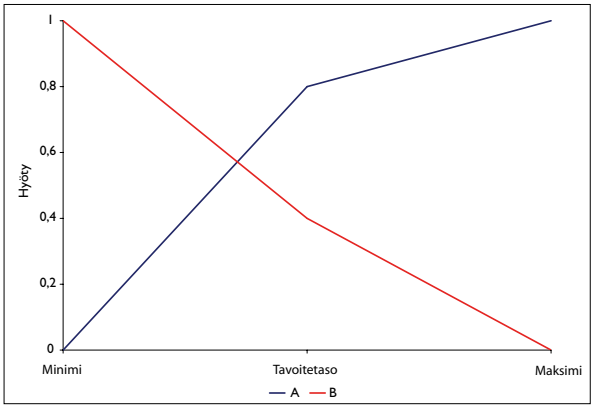
MONSUn automaattinen simulointi perustuu taimikon ohjetiheyksiin, harvennusohjeisiin ja uudistamiskypsyyden kriteereihin, jotka on määritelty erikseen Suomen eri osiin. Ohjeet määrittävät hakkuun aikaisimman luvallisen ajankohdan. Tämän lisäksi MONSU simuloi kuvioille myös viivästettyjä hakkuita, joissa hakkuu simuloidaan myöhemmin kuin se ohjeen mukaan tulisi tehdä. Jokaiselle kuvioille simuloidaan myös vaihtoehto, jossa ei ole lainkaan hakkuita. Tiheille taimikoille simuloidaan kuitenkin aina taimikon harvennus. Simulointiparametrit voidaan myös asettaa siten, että leimausrajan ylittänyt kuvio harvennetaan kaikissa käsittelyvaihtoehdoissa.

Automaattisessa simuloinnissa erilaisten hakkuiden mahdollisuutta tutkitaan tietyssä järjestyksessä. Ensin selvitetään, tuleeko kuviolla kysymykseen ylispuiden poisto. Kielteisessä tapauksessa katsotaan, täyttyykö jompikumpi uudistamiskypsyyden kriteeri (keskiläpimitta tai ikä). Uudistamishakkuuna on siemenpuuhakkuu, jos kyseessä on mäntyvaltainen karun tai karuhkon kasvupaikan metsikkö, muussa tapauksessa avohakkuu. Jos kuvion pinta-ala on suurempi kuin simulointiparametrina oleva minimipinta-ala, uudistushakkuuksi valitaan avohakkuu säästöpuin. Tätä pienemmillä kuvioilla poistetaan kaikki myyntikelpoiset puut. Ellei uudistamiskriteeri täyty, tutkitaan harvennustarvetta vertaamalla pohjapinta-alaa leimausrajan mukaiseen pohjapinta-alaan. MONSUn hakkuumenetelmien valikoimasta automaattisessa simuloinnissa tulevat kysymykseen: avohakkuu säästöpuin, harvennushakkuu, ensiharvennus, väljennyshakkuu, ylispuiden poisto, avohakkuu, siemenpuuhakkuu ja suojuspuuhakkuu. Automaattisessa simuloinnissa ei simuloida milloinkaan kulotusta, pystykarsintaa, ojitusta tai lannoitusta. MONSUn käyttäjä voi myös itse poistaa tai lisätä haluamiansa käsittelyvaihtoehtoja.

Ennen simulointeja määritettävät toimenpiteiden kustannukset annetaan MONSUssa hehtaarikohtaisina. Tässä tutkimuksessa hakkuutoimenpiteiden kustannukset johdettiin Metsähallitukselta saaduista kuutiometrikohtaisista kustannuksista. Eri hakkuutavoille arvioitiin tehtyjen simulointien perusteella keskimääräiset hakkuukertymät hehtaarille, jotka kerrottiin Metsähallitukselta saaduilla kuutiometrikohtaisilla kustannuksilla, jotka olivat ensiharvennukselle 12 €/m^3, harvennukselle 9 €/m^3 ja avohakkuulle 6 €/m^3. Hakkuukertymiksi arvioitiin 50 m^3/ha, 100 m^3/ha ja 250 m^3/ha vastaavasti, jolloin hehtaarikohtaiseksi kustannukseksi ensiharvennukselle saatiin 600 €/ha, harvennukselle 900 €/ha ja avohakkuulle 1500 €/ha.

5.4 Päätösanalyysi

Ennen optimointia suoritetaan yleensä päätösanalyysivaihe, jossa tiedustellaan päätöksentekijän tai päätöksentekijöiden suunnittelualuetta koskevia tavoitteita. Tavoitteiden pohjalta muodostetaan tavoitefunktio, jota optimoinnissa joko maksimoidaan tai minimoidaan tavoitteiden mukaisesti.



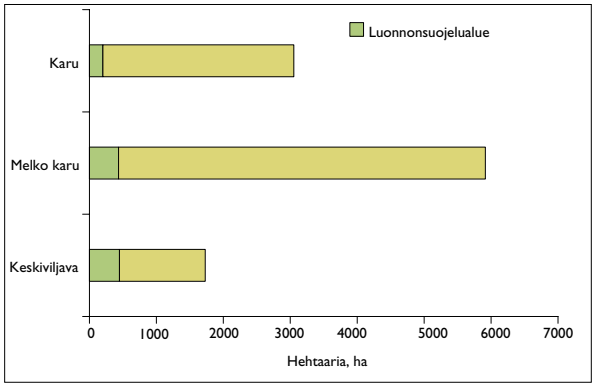
Kuva 5.2. Esimerkkejä osahyötyfunktioista, jotka määräytyvät tavoitemuuttujan tavoitetason sekä pienimmälle, tavoiteltavalle ja suurimmalle tavoitemuuttujan määrälle annettujen suhteellisten hyvyyslukujen perusteella.

Figure 5.2. Examples of sub-utility functions, which are determined by a goal level and relative utility values set for the minimum, maximum and goal level of the objective variable.

MONSU laskee jokaisen tavoitteen minimi- ja maksimiarvon ja pyytää päättäjää valitsemaan tältä väliltä tavoitetason. Tavoitteen minimiarvo on pienin mahdollinen suunnittelualueella tuotettava määrä tavoitetta, ja tavoitteen maksimiarvo vastaavasti suurin mahdollinen määrä. Minimi- ja maksimiarvo määräytyvät simulointien tuottamien tuotantomahdollisuuksien mukaan. Tavoitemäärän suhteelliseksi hyvyydeksi oletetaan 100 (100 % maksimin tuottamasta hyödystä), ellei päättäjä toisin määrää. Minimimäärän hyvyydeksi oletetaan 0. Minimi-, tavoite- ja maksimimäärän suhteellista toivottavuutta voidaan muuttaa hyvyyslukuja muuttamalla (kuva 5.2). Näin voidaan muodostaa esim. vähenevää rajahyötyä osoittava osahyötyfunktio (A kuvassa 5.2) tai funktio, joka viestii suunnitelman heikentyvän tavoitemuuttujan lukuarvon suurentuessa (B kuvassa 5.2).

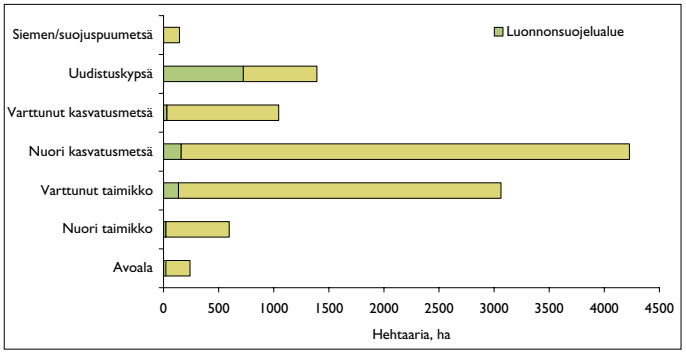
5.5 Tutkimuksen suunnittelualue

Suunnitelmat laadittiin Metsähallituksen omistamalle maalle Lieksan Hattuvaaraan. Alueen kokonaispinta-ala oli 12970.6 ha, josta metsämaata oli 10715 ha ja loput kitu- ja joutomaata. Lakisääteisiä luonnonsuojelualueita ja Metsähallituksen alueekologisia suojelukohteita suunnittelualueella oli yhteensä 1529 hehtaaria eli 11.8 %. Suunnittelualueen metsämaasta 55.2 % oli kasvupaikaltaan melko karua, 28.5 % karua ja 16.2 % keskiviljavaa (kuva 5.3). Muita kasvupaikkoja oli alle yhden prosentin. Suunnittelualue käsitti kaikkiaan 3755 kuviota, joista 608 luonnonsuojelualueilla.



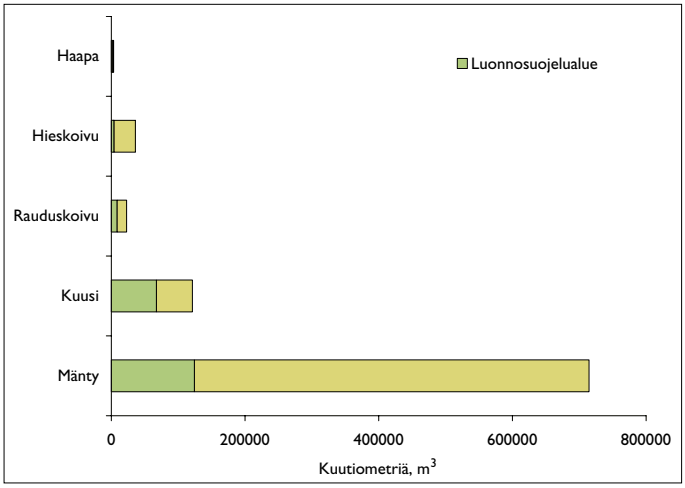
Kuva 5.3. Metsämaan kasvupaikat.

Figure 5.3. Forest land fertility classes.



Kuva 5.4. Metsämaan kehitysluokat.

Figure 5.4. Forest land development classes.

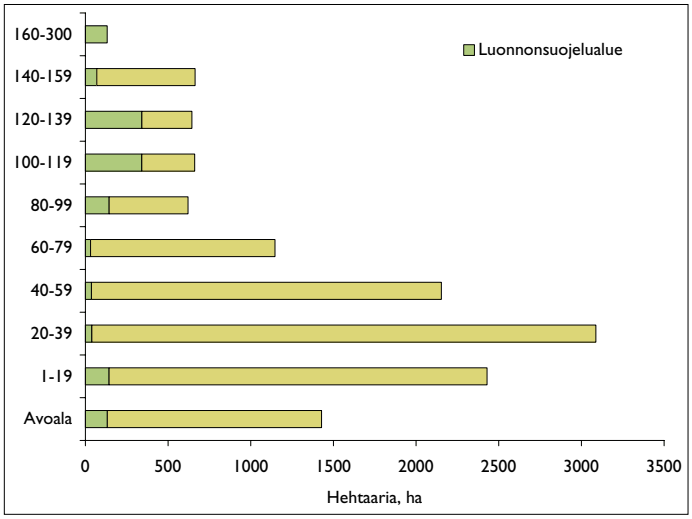


Kuva 5.5. Puulajien tilavuudet.

Figure 5.5. Total volume of tree species.

Metsämaan kokonaisalasta oli kehitysluokaltaan nuorta kasvatusmetsää 39.5 % ja varttunutta taimikkoa 28.6 % (kuva 5.4). Uudistuskypsiä metsiä oli 13.0 %, josta noin puolet sijaitsi luonnonsuojelualueella.

Puulajeista mänty oli suunnittelualueella selkeästi yleisin (kuva 5.5). Kokonaistilavuudesta 79.4 % oli mäntyä. Kuusta oli kokonaistilavuudesta 13.5 %, rauduskoivua 2.6 % ja hieskoivua 4.0 %.



Kuva 5.6. Koko suunnittelualueen ikäluokkajakauma.
Figure 5.6. Age class distribution in the planning area.

Koko suunnittelualueen puuston ikäluokkajakauma painottui nuoriin metsiin ja taimikoihin (kuva 5.6). 42.5 % kokonaispinta-alasta oli alle 40-vuotiaita metsiä, ja alle 60-vuotiaita metsiä 59.1 %. Yli satavuotiaita metsiä oli 16.2 %. 100–140 -vuotiaista metsistä hiukan yli puolet sijaitsi luonnonsuojelualueilla.

Suunnittelualue koostui 3756 kuviosta, joista metsämaalla oli 3215. Kuvioille muodostettiin yhteensä 15253 käsittelyvaihtoehtoa, keskimäärin siis 4 käsittelyvaihtoehtoa kuviolle. Luonnonsuojelualueilla ei suoritettu mitään toimenpiteitä.

5.6

Metsäsuunnitteluongelman muotoilu ja optimointimenetelmä

Optimoinnissa suunnittelualueen kuvioille etsitään sellainen käsittelyvaihtoehtojen yhdistelmä, joka tuottaa tavoitteiden kannalta suurimman hyödyn. MONSUssa optimointi voidaan suorittaa joko käyttämällä heuristisia menetelmiä tai lineaarista optimointia. Lineaarinen optimointi edellyttää Lindo-ohjelmiston hankkimista. Heuristisilla menetelmillä tuotetaan aluksi ratkaisu, jossa kullekin kuviolle valitaan yksi käsittelyvaihtoehto. Tämän jälkeen kokeillaan vaihtoehtoisia käsittelyvaihtoehtoja eri kuvioille. Prosessia jatketaan kunnes suunnitteluratkaisu ei enää parane ja menetelmän lopetusehto saavutetaan. Menetelmää kutsutaan paikallisen parannuksen tai haun menetelmäksi. Paikallisen parannuksen menetelmässä ratkaisuja, joihin päästään muuttamalla yhden kuvion käsittelyä, kutsutaan naapuristoksi. Käsittelyvaihtoehdon muutosta kutsutaan siirroksi. Heuristiset menetelmät eivät tuota välttämättä optimaalista ratkaisua, mutta usein ratkaisu on kuitenkin niin lähellä optimia, ettei ratkaisun ja todellisen optimin erolla ole käytännön merkitystä.

MONSU metsätalouden suunnitteluohjelmistossa käytettävät heuristiset menetelmät sisältävät kaksi vaihetta: (1) additiivisen hyötyfunktion muodostaminen ja (2) hyötyfunktion maksimointi. Hyötyfunktio muodostetaan määriteltyjen osahyötyjen perusteella. Monitavoitteisessa metsäsuunnittelussa selvitetään tavoitteiden keskinäiset tärkeydet ja kunkin osatavoitteen tuottama hyöty tavoitemuuttujan suhteen. Päätöksentekijöiden tavoitteet sisällytetään optimointiongelmaan hyötyfunktion avulla. Kokonaishyötyfunktion yleinen esitys on kaavassa 1 (Pukkala 2004).

Maksimoi

$$U = \sum_{i=1}^{I} w_i u_i(q_i), \qquad (1)$$

ehdoilla

$$q_i = Q_i(x) \qquad i = 1,\ldots,I \qquad (2)$$

$$\sum_{n=1}^{N_k} x_{nk} = 1 \qquad k = 1,\ldots,K \qquad (3)$$

$$x_{nk} = \{0,1\} \qquad (4)$$

missä U on kokonaishyöty, I on tavoitemuuttujien määrä, w_1 on tavoitteen i tärkeys, u_1 on tavoitteen i osahyötyfunktio ja q_1 on tavoitemuuttujan i arvo. Q_1 on operaattori (funktio), joka laskee tavoitemuuttujan i arvon; x on vektori 0–1 -muuttujia (x_{nk}), jotka ilmoittavat, onko kuvion k käsittelyvaihtoehto n mukana ratkaisussa ($x_{nk} = 1$) vai ei ($x_{nk} = 0$). N_k on käsittelyvaihtoehtojen lukumäärä kuviolla k ja K on kuvioiden lukumäärä.

5.6.1

Suunnitelmat ja tavoitefunktiot

Suunnitelmat laadittiin 60 vuoden suunnittelujaksolle, joka jakaantui kolmeen 20-vuotiskauteen. Tutkimuksessa muodostettiin 45 eri suunnitelmaa (liite 2), joiden tulokset eri tavoitteiden suhteen koottiin kolmiulotteiseen kuvaajaan ns. tehokkaaksi pinnaksi. Kuvaajan avulla voidaan arvioida mm. eri tavoitteiden tai tavoiteryhmien toteutumista samanaikaisesti. Tavoiteryhmät olivat: (1) puuntuotanto, (2) ulkoilu ja (3) lajit. Tehokkaan pinnan suunnitelmat muodostettiin vaihtelemalla tavoiteryhmien painoa. Näin saatiin tuotettua pisteitä tasaisesti eri puolille tehokasta pintaa. Tavoitefunktio oli tehokkaan pinnan suunnitelmissa muotoa:

$$U = wu_1(puu) + wu_2(ulkoilu) + wu_3(lajit), \qquad (5)$$

missä tavoitteiden painot, *w*, vaihtelivat välillä 0–1 siten, että niiden summa oli 1. Puuntuotannon tavoitteena oli nettotulojen nykyarvon (4 %) maksimointi alueen talousmetsissä jakamalla puuntuotannon tavoiteryhmä MONSUssa 60 vuoden suunnittelujaksolta laskettavaan nettotulojen nykyarvotavoitteeseen ja (suunnittelujakson jälkeiset nettotulot huomioivaan) lopputilavuustavoitteeseen talousmetsissä vuonna 2065 (kaava 6). Suunnittelujakson nettonykyarvo sai painon 0.75 ja lopputilavuuden paino oli 0.25.

$$U\,(puu) = 0.75u_1\,(nettonykyarvo) + 0.25u_2\,(lopputilavuus) \quad (6)$$

Kaavan 6 painot on johdettu seuraavasti. Neljän prosentin diskonttauskorko tarkoittaa, että 1 euro vuonna 60 on nettotulojen nykyarvon maksimoinnin kannalta yhtä arvokas kuin 0.095 euroa (1.04^{-60} euroa) vuonna 0. Jos yhden m^3:n hakkuuarvoksi oletetaan 29 euroa (keskimääräinen kantohinta), 1 m^3 vuonna 60 on vastaavasti yhtä arvokas kuin 2.757 (0.095*29) euroa vuonna 0. Kaavassa 6 osahyötyjen painot kuvaavat suunnittelujakson nettonykyarvon ja lopputilavuuden tuotantomahdollisuuksien tärkeyttä (kuva 5.7). Kun diskonttauksen lisäksi huomioidaan tuotantomahdollisuuksien erot, voidaan päätellä, että talousmetsien lopputilavuuden vaihteluväli (2.968 milj. m^3) on nettotulojen nykyarvon maksimoinnin kannalta yhtä arvokas kuin 33 % suunnittelujakson nettonykyarvon vaihteluvälistä (24.799 milj. €) (2.757 kerrottuna vaihteluvälien suhteella, 2.968/24.799). Kun vaihteluvälien tärkeydet (1 ja 0.33) skaalataan siten, että niiden summaksi tulee yksi, saadaan vaihteluväleille kaavan 6 mukaiset painot (0.75 ja 0.25).

Ulkoilu-tavoiteryhmässä maksimoitiin ulkoiluarvoa kullakin kaudella erikseen (kaava 7). Optimointiin haluttiin ulkoiluarvolla sisällyttää metsän sosiaalisia käyttötarpeita. Ulkoiluarvo laskettiin kaavan 8 mukaisesti. Suunnittelualueelle laskettu ulkoiluarvo on kuvion pinta-alalla painotettu kuvioiden keskiarvo.

$$U\,(ulkoilu) = 0.333u_1\,(UA_1.kausi) + 0.333u_2\,(UA_2.\,kausi) + 0.333u_3\,(UA_3.kausi) \quad (7)$$

Ulkoiluarvo (UA)

$$UA = 3.551+0.02988t_g-0.0001712N+0.006600V_mD+0.003783V_kD, \quad (8)$$

missä
N = runkoluku (puita/ha)
V_m = männyn tilavuus (m^3/ha)
V_k = koivun ja haavan tilavuus (m^3/ha)
t_g = metsikön ikä (v)
D = 1, jos valtapituus on yli 10 m, muussa tapauksessa D = 0

Lajit -tavoiteryhmän avulla pyrittiin optimoinnissa maksimoimaan eri kausilla lajiryhmille sopivaa habitaattia eli habitaatiltaan sopivista kuvioista koostuvaa pinta-alaa. Kuvion hyvyyttä jonkin lajiryhmän suhteen kuvattiin habitaatin soveltuvuusindeksillä (HSI, habitat suitability index). Kuvion katsottiin olevan lajiryhmälle sopiva elinympäristö, jos indeksi ylitti arvon 0.5. Lajit -tavoiteryhmä jakaantui eri lajiryhmien suunnittelukausittaisiin tavoitteisiin. Lajiryhmät ja niiden tyyppiesimerkkilajit esiteltiin luvussa 4.

$$U\,(lajit) = 0.04u_1\,(murroskolva) + 0.02u_2\,(riekonkääpä) + \ldots + 0.02u_3\,(vyöpiiloseppä) \quad (9)$$

Painot eri lajiryhmien välillä vaihtelivat (kaava 9), mutta kukin lajiryhmä sai saman painon eri suunnittelukausilla (kaava 10). Tarkempaa tietoa lajiryhmäkohtaisista painoista ja niiden muodostamisesta sekä lajikohtaisista habitaatin soveltuvuusindekseistä löytyy luvusta 4. Esimerkkityyppilajina seuraavassa murroskolva -tavoitteen jakautuminen eri suunnittelukausille.

$$U\,(murroskolva) = 0.01333u_1\,(murroskolva_1.kausi) + 0.01333u_2\,(murroskolva_2.kausi) + 0.01333u_3\,(murroskolva_3.kausi) \quad (10)$$

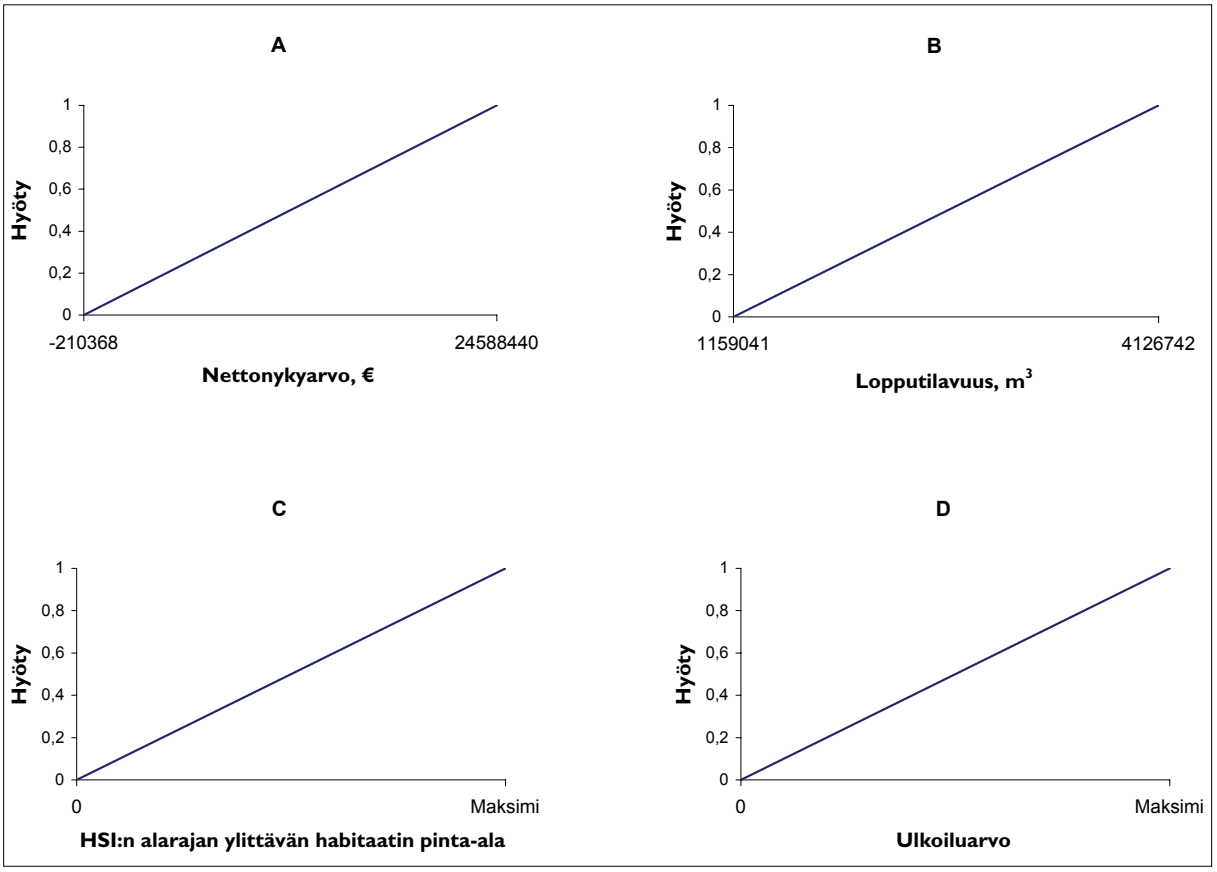
Tehokkaan pinnan suunnitelmista otettiin lähempään tarkasteluun seuraavat suunnitelmat: 1) *Nyky*, jossa maksimoitiin ainoastaan puuntuotantotavoitetta, 2) *Ulkoilu*, puuntuotanto- ja ulkoilutavoitteilla sama paino (0.5 ja 0.5), 3) *Lajit*, puuntuotanto- ja lajitavoitteilla sama paino (0.5 ja 0.5) ja 4) *Monikäyttö*, puuntuotanto-, ulkoilu- ja lajitavoitteilla sama paino (0.3333) (taulukko 5.1). Huomaa, että ”puhdasta” laji-skenaariota ei laskettu, koska puuntuotanto oli mielekästä pitää osana kyseisen alueen käyttöä kaikissa skenaarioissa.

Taulukko 5.1. Suunnitelmien (skenaarioiden) tavoiteryhmät ja tavoiteryhmien painot.

Table 5.1. Objective groups and their weights in different plans (scenarios).

	Nyky	Ulkoilu	Lajit	Monikäyttö
Puu	1.0	0.5		0.3333
Ulkoilu		0.5	0.5	0.3333
Lajit			0.5	0.3333

Nettonykyarvo- ja lopputilavuustavoitteissa hyöty kasvoi lineaarisesti minimistä maksimiin (kuva 5.7). MONSU tuotti automaattisesti nettonykyarvon, lopputilavuuden ja ulkoiluarvon minimi- ja



Kuva 5.7. Tavoitteiden osahyötyfunktiot. A = suunnittelujakson (60 vuotta) nettonykyarvo. B = lopputilavuus vuonna 2065. C = Lajin 20-vuotiskaudella saavuttama HSI:n alarajan (0.5) ylittämän habitaatin yhteispinta-ala. D = 20-vuotiskauden ulkoiluarvo.

Figure 5.7. Sub-utility functions of the planning objectives. A = net present value of the planning period (60-years). B = ending volume at 2065. C = total habitat area of the species at the end of the time period exceeding the lower limit (0.5) of the species' HSI. D = recreation value at the end of the 20-year time period.

maksimiarvot. Ulkoiluarvon vaihteluväli oli suurimmillaankin kuitenkin vain 4.1–8.2 kolmannella kaudella ja minimi oli aina yli neljän. Tästä johtuen ulkoiluarvon hyöty asetettiin kasvamaan lineaarisesti nollasta maksimiin, jotta talousmetsissä tehtävistä toimenpiteistä riippumatta alueella (esimerkiksi suojelualueilla) pysyville ulkoiluarvoille saataisiin jokin arvo. Eri lajeille laskettiin kausikohtaiset suurimmat mahdolliset habitaatin pinta-alat ja ne asetettiin osahyötyfunktioiden maksimikohdiksi. Myös lajeilla eri kausilla hyöty kasvoi lineaarisesti nollasta maksimiin, vaikka pienin mahdollinen määrä habitaattia olikin yleensä yli nollan. Näin alueella talousmetsien toimenpiteistä riippumatta (esimerkiksi suojelualueilla) pysyvälle habitaatille saatiin jokin arvo.

5.6.2

Optimointimenetelmä

Tutkimuksessa käytettiin optimointimenetelmänä simuloitua mellotusta (simulated annealing, SM) (Kirkpatrick ym. 1983, Dowsland 1993). Perusmuodossaan paikallisen parannuksen menetelmä hyväksyy vain ratkaisua parantavia siirtoja. SM hyväksyy myös ratkaisua heikentäviä siirtoja eli käsittelyvaihtoehdon muutoksia, jotka heikentävät hyötyfunktion arvoa. Tämän avulla pyritään tutkimaan suurempi osuus kaikista mahdollisista ratkaisuista. Ratkaisua parantavat siirrot hyväksytään aina ja ratkaisua heikentävät siirrot todennäköisyydellä, joka pienenee optimoinnin edetessä. Menetelmä jäljittelee sulan aineen jäähtymistä ja asettumista stabiiliin tilaan. Monet menetelmän parametrien nimet perustuvat tähän analogiaan. Alkulämpötilassa todennäköisyys hyväksyä heikentäviä siirtoja on suuri, ja nopeutta, jolla lähestytään loppulämpötilaa, kontrolloidaan jäähtymisparametrilla. Mitä suurempi on hyötyfunktion arvon laskun määrä, sitä pienempi on todennäköisyys hyväksyä heikentävä siirto, ja mitä suurempi on lämpötila, sitä suurempi on todennäköisyys hyväksyä heikentävä siirto eli hyötyfunktion arvon lasku. Näin haun alkuvaiheessa hyväksytään lähes

kaikki siirrot, mutta haun edetessä ja lämpötilan laskiessa heikentävien siirtojen osuus pienenee (Dowsland 1993).

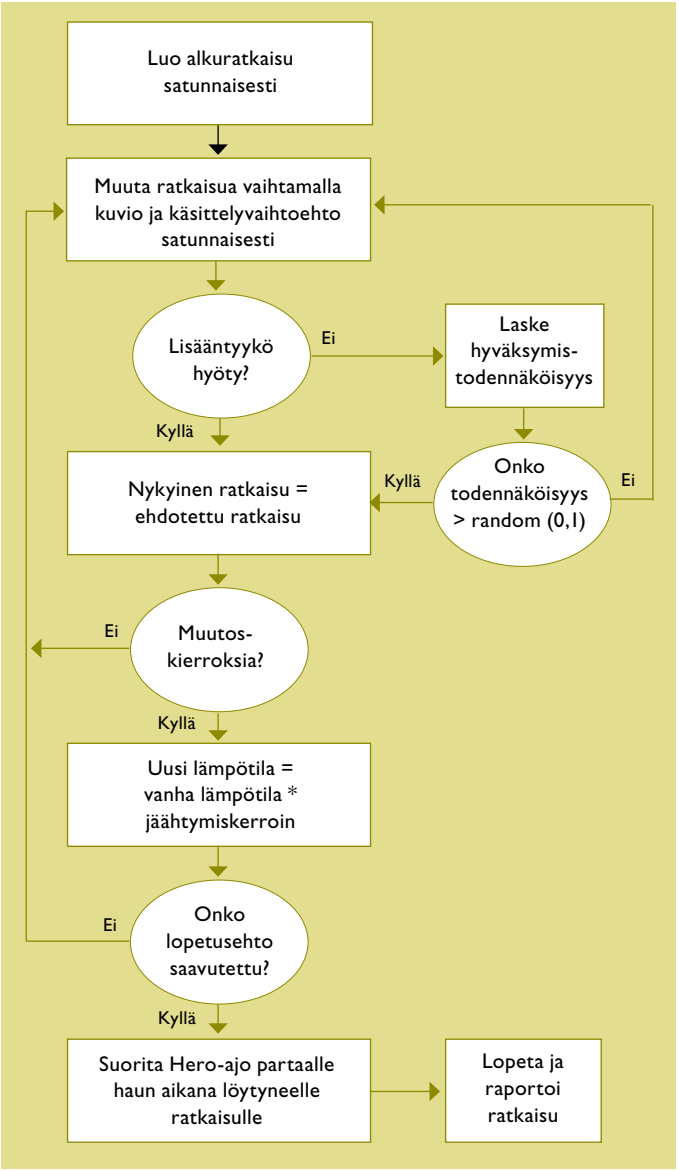
MONSUssa simuloitu mellotus toimii seuraavasti (kuva 5.8): tuotetaan alkuratkaisu satunnaisesti ja sille lasketaan hyötyindeksi $U1$. Ratkaisua muutetaan valitsemalla satunnaisesti kuvio ja sille satunnaisesti käsittelyvaihtoehto ja uudelle ratkaisulle lasketaan hyötyindeksi $U2$. Muutos hyväksytään, jos $U2 > U1$. Jos nykyinen ratkaisu on parempi kuin uusi ratkaisu, muutos hyväksytään todennäköisyydellä p,

$$p = \exp\left(-\frac{U1 - U2}{t}\right) \qquad (11)$$

missä t on kontrolliparametri (lämpötila), joka pienenee optimoinnin edetessä. Muutos hyväksytään, jos p on suurempi kuin satunnaisluku nollan ja ykkösen väliltä (Pukkala 2002).

Jokaisen SM-ajon jälkeen suoritettiin vielä ajo Hero-heuristiikalla (Pukkala ja Kangas 1993). Hero käy kaikki käsittelyvaihtoehdot järjestelmällisesti läpi ja hyväksyy vaihtoehdon, jos se parantaa ratkaisua. Käytetty optimointimenetelmä voidaan esittää kuvan 5.8 mukaisesti.

Simuloitu mellotus vaatii MONSUssa seuraavat kuusi parametria: (1) lämpötilan alkuarvo t, (2) lämpötilan jäähtymiskerroin eli millä t kerrotaan uudessa lämpötilassa, (3) lämpötilan loppuarvo eli t:n arvo, jossa optimointi lopetetaan, (4) Iterointikerroin, joka määrää parannusyritykset ensimmäisessä lämpötilassa (iterointikerroin kerrottuna kuvioiden lukumäärällä), (5) iteroinnin lisäyskerroin eli millä luvulla iterointikerroin kerrotaan siirryttäessä uuteen lämpötilaan, (ykköstä suurempi lisäyskerroin johtaa siihen, että lämpötilan laskiessa parannusyritykset lisääntyvät ja näin naapuristoa tutkitaan yhä paremmin) ja (6) satunnaishakujen määrä alussa. Optimointi jatkuu parhaasta satunnaisyhdistelmästä. Parametrit valittiin muuttamalla niitä yksitellen kunnes päästiin haluttuun tarkkuuteen. Koska heuristinen hakualgoritmi ei tuota välttämättä aina optimaalista eikä edes samaa ratkaisua, optimointi toistettiin viisi kertaa kaikille suunnitelmille, ja paras ratkaisu raportoitiin. Tässä tapauksessa ratkaisujen välillä ei ollut eroja riippumatta suhteellisen suuresta tavoitteiden määrästä. Optimointiongelma ei sisältänyt myöskään esimerkiksi spatiaalisia tavoitteita, joiden sisällyttäminen ongelmaan vaikeuttaa optimointia huomattavasti.



Kuva 5.8. Tutkimuksessa käytetyn optimointimenetelmän (SM+Hero) toiminta.

Figure 5.8. The functioning of the optimization method (SM+Hero) used in the study.

6 Metsien käyttöskenaarioiden vaikutukset puuntuotantoon, virkistyskäyttöön ja lajien habitaatin määrään

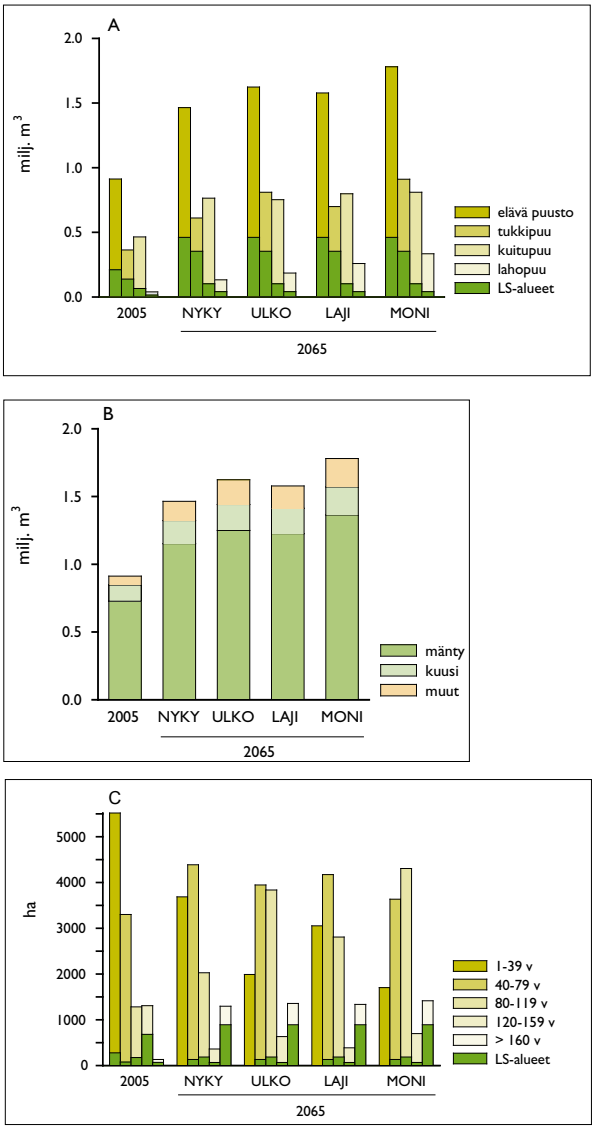
Timber production, recreation value and amount of habitat of red-listed species in different forest use scenarios

Olli-Pekka Tikkanen, Tero Heinonen, ja Jukka Matero ja Jari Kouki

6.1 Puuston kehitys

Alueen puuston tilavuus kasvaa kaikissa skenaarioissa (ks. taulukko 5.1) huomattavasti seuraavan 60 vuoden aikana lähtötilanteen 0,9 milj. m^3:stä (kuva 6.1A). Eniten puuston tilavuus kasvaa *moni*-skenaariossa, jossa lopputilavuus lähes kaksinkertaistuu 1,7 milj. m^3:iin. Vähiten puuston tilavuus kasvaa *nyky*-skenaariossa, mutta siinäkin puuston tilavuus vuonna 2065 on 1,5 milj. m^3. Puulajeista kuutiomäärissä mitattuna männyn tilavuuskasvu on suurin, mutta suhteellisesti eniten osuuttaan lisäävät muut puulajit (lähinnä hies- ja rauduskoivu, kuva 6.1B, taulukko 6.1). Kuusen osuus on talousmetsissä huomattavan pieni sekä alkutilanteessa 2005 että suunnittelujakson lopussa 2065 kaikissa skenaarioissa. Lehtipuun (muut puulajit) osuus kasvoi 4–6 % yksikköä kaikissa skenaarioissa, eniten *moni*- ja *ulko*-skenaarioissa. Luonnonsuojelualueilla lehtipuun suhteellinen osuus pieneni yhden prosenttiyksikön verran, mutta sen kuutiomäärä kaksinkertaistui 60 vuoden suunnittelujakson aikana.

Puuston ikäjakauman kehityksessä on huomattavia skenaarioiden välisiä eroja (kuva 6.1C). *Ny-*



Kuva 6.1. Alueen puusto alkutilanteessa vuonna 2005 ja eri skenaarioissa vuonna 2065. A puuston tilavuus, B puulajijakauma ja C ikäjakauma. Luvut (m^3 ja ha) ovat koko suunnittelualueen yhteenlasketut arvot.

Figure 6.1. Growing timber stock in the beginning (year 2005) and in the end (year 2065) according to different scenarios. A growing stock volume, B tree species composition and C age distribution.

Taulukko 6.1. Metsämaan puulajijakauma (%) talousmetsissä ja luonnonsuojelualueilla vuonna 2005 ja 2065.

Table 6.1. Tree specises compositon (%) of forest land in production forests and conservation areas in years 2005 and 2065.

	Talousmetsät, *production forests*	Talousmetsät 2065, *production forests*				LS-alueet, *conserv. areas*	
	2005	NYKY	ULKO	LAJI	MONI	2005	2065
Mänty, *pine*	85,2	81,6	78,5	79,7	77,8	60,2	68,4
Kuusi, *spruce*	7,8	6,4	7,4	7,4	7,7	32,6	25,2
Muut, *others*	7,0	12,0	14,1	12,9	14,4	7,2	6,4

Taulukko 6.2. Lahopuun määrä metsämaalla (m^3 ha^{-1}) talousmetsissä ja luonnonsuojelualueilla vuonna 2005 ja 2065.

Table 6.2. Amount of dead wood (m^3 ha^{-1}) in production forests and conservation areas in years 2005 and 2065.

	Talousmetsät, *production forests*	Talousmetsät 2065, *production forests*				LS-alueet, *conserv. areas*	
	2005	NYKY	ULKO	LAJI	MONI	2005	2065
Metsämaa *Forest land*	2,1	8,0	12,4	19,1	26,6	13,1	37,1
kankaat *mineral soils*	2,5	7,1	11,2	20,0	27,4	14,8	37,2
turvemaat *peatlands*	1,3	9,9	15,1	17,1	24,7	5,5	36,6

ky-skenaariossa alueen puusto painottuu vuonna 2065 selvästi nuoriin (< 40 vuotiaat) ja varttuviin kehitysasteisiin (40–79 vuotiaat), joita on yhteensä 69 % alueen metsistä. *Laji*-skenaariossa näiden nuorimpien ikäluokkien osuus on hieman edellistä pienempi: 62 %. *Ulko*- ja *moni*-skenaarioissa kyseisten ikäluokkien osuus on näitä kahta edellistä skenaariota selvästi pienempi, 51 % ja 45 %.

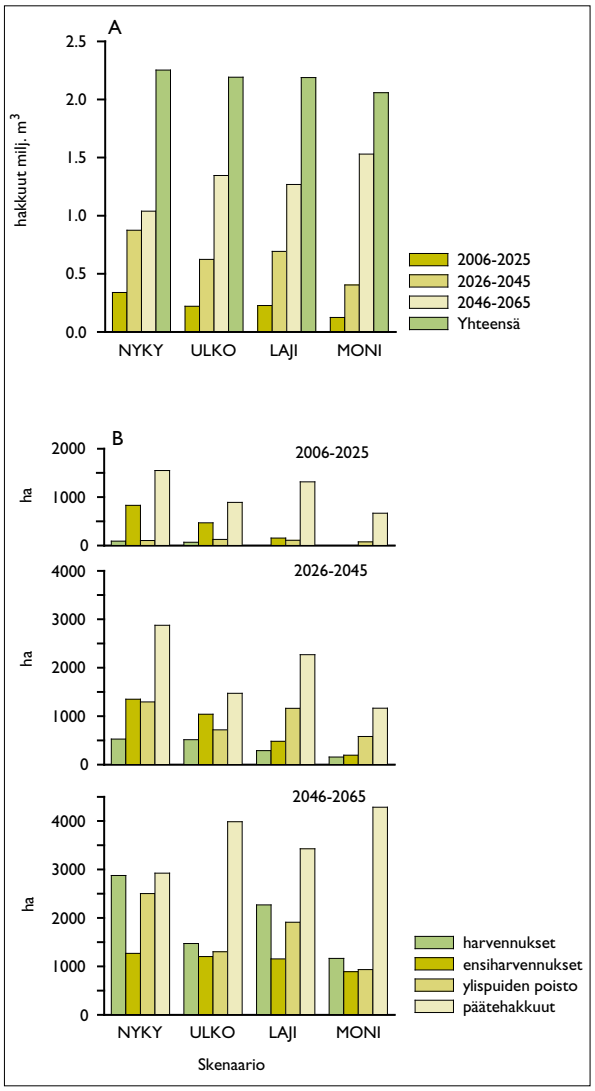
Vanhan, yli 120-vuotiaan metsän määrä suojelualueilla kasvaa 60 vuoden aikana 59 %:sta 75 %:iin suojelualueiden metsien kokonaispinta-alasta (kuva 6.1C). Myös lahopuun määrä kasvaa suojelualueilla 2,8-kertaiseksi. Lahopuun määrän lisäys on kuitenkin paljon voimakkaampaa suojelualueiden ulkopuolella (kuva 6.1A, taulukko 6.2). Lahopuun määrän lisäys on erityisen suuri *laji*- ja *moni*-skenaarioissa, joissa vuonna 2065 luonnonsuojelualueiden ulkopuolisen lahopuun määrät ovat 9,0- ja 12,5-kertaisia vuoden 2005 lahopuun määrään verrattuna. Vastaavasti *nyky*-skenaariossa lahopuun määrä lisääntyy 3,8- ja *ulko*-skenaariossa 5,8-kertaiseksi vuoden 2005 lukuun verrattuna. Lahopuun määrä lisääntyy tasaisesti sekä kankailla että turvemailla. Lahopuun määrän spatiaalinen jakauma suunnittelukauden eri vaiheissa on esitetty liitteessä 3.

6.2

Alueen hakkuut

Tarkastelujakson aikana hakkuukertymä on suurin *nyky*-skenaariossa ja pienin *moni*-skenaariossa (kuva 6.2A). Ääripäiden välinen erotus hakkuiden kokonaiskuutiomäärässä on noin 10 %. *Nyky*-skenaariossa hakkuita tehdään muita enemmän ensimmäisellä ja toisella suunnittelukaudella (vuosina 2006–2045), mutta etenkin *moni*-skenaariossa hakkuut painottuvat selvästi viimeiselle suunnittelukaudelle (vuosina 2046–2065, kuva 6.2B).

Hakkuutoimenpiteissä ja niiden ajoittumisessa on selvää vaihtelua eri skenaarioiden välillä (kuva 6.2B). Ensimmäisellä suunnittelujaksolla *nyky*-skenaariossa toteutetaan selvästi eniten ensiharvennus- ja päätehakkuita (siemenpuuhakkuu ja avohakkuu säästöpuin). *Laji*- ja *moni*-skenaarioissa harvennus- ja ensiharvennushakkuiden pinta-alat ovat hyvin pieniä *nyky*- ja *ulko*-skenaarioihin verrattuna. Nämä erot ovat nähtävissä myös toisen kauden hakkuissa, mutta kolmannella kaudella skenaarioiden väliset erot ensiharvennuksissa tasoittuvat ja päätehakkuiden osalta kääntyvät päinvastaisiksi siten, että *nyky*-skenaariossa toteutetaan vähiten päätehakkuita. Myös kolmannen kauden harvennushakkuiden pieni määrä *ulko*- ja *moni*-skenaarioissa erottuu selvästi.



Kuva 6.2. A hakkuukertymä (m³) ja B hakkuutoimenpiteiden pinta-alat (ha) eri skenaarioissa vuosina 2006–2065. Luvut (m³ ja ha) ovat koko suunnittelualueen yhteenlaskettu arvot.

Figgure 6.2. A, timber harvest (m³), and, B, area of harvest operations (ha) in years 2006–2065 according to different scenarios.

6.3

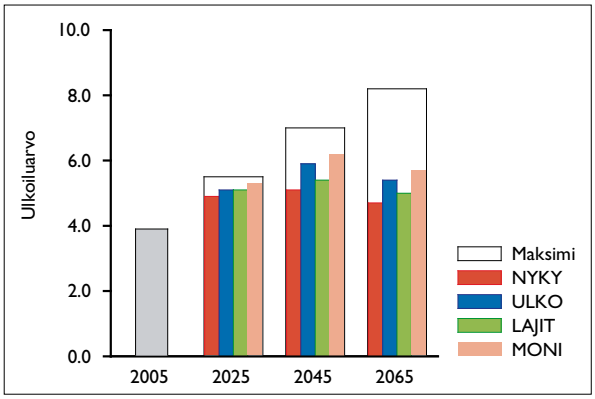
Puuntuotanto

Puuntuotannon arvo (kaikkien tulevien hakkuutulojen nettonykyarvo suojelualueiden ulkopuolella, korko 4 %) oli suurin *nyky*-skenaariossa, 27,2 milj. € (2835 € ha^{-1} metsämaata). *Ulko*- ja *laji*-skenaarioissa puuntuotannon arvo oli molemmissa sama, 25,6 milj. €. Puuntuotannon arvo jäi pienimmäksi *moni*-skenaariossa 23,3 milj. €. 60 vuoden tarkastelujakson jälkeisten nettotulojen osuus puuntuotannon arvosta oli pienin *nyky*-skenaariossa (2,8 milj. €) ja suurin *moni*-skenaariossa (3,6 milj. €). *Ulko*- ja *laji*-skenaarioissa osuus oli lähes sama, 3,2 ja 3,1 milj. €.

6.4

Ulkoiluarvo

Alueen ulkoiluarvopotentiaali kasvoi 60 vuoden suunnitteluajanjaksona, mutta mikään skenaarioista ei tavoittanut maksimia (kuva 6.3). Ulkoiluarvo nousi kaikissa skenaarioissa vuoden 2005 tilanteesta ollen korkeimmillaan toisella suunnittelukaudella vuonna 2045. *Moni*-skenaario tuotti kaikilla kolmella suunnittelujaksolla korkeimman ulkoiluarvon, joiden keskiarvo oli 85 % maksimien keskiarvosta. *Ulko*- ja *laji*-skenaarioiden kolmen kauden keskiarvot olivat 81 ja 77 % maksimin keskiarvosta. *Nyky*-skenaariossa ulkoiluarvo oli pienin – kolmen kauden keskiarvo 73 % maksimin keskiarvosta.



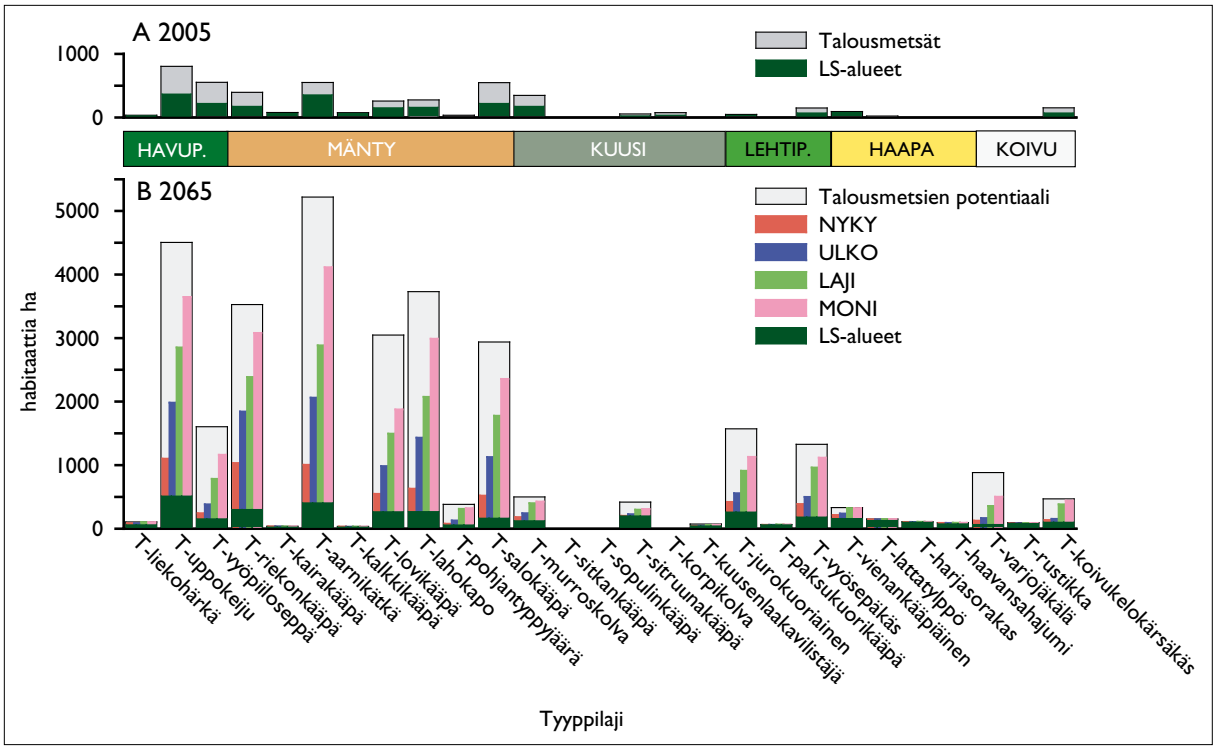
Kuva 6.3. Ulkoiluarvo alkutilanteessa ja sen kehittyminen eri skenaarioissa. Maksimiarvo on saatu asettamalla optimoinnissa alueen korkea ulkoiluarvo ainoaksi tavoitteeksi.

Figure 6.3. Recreational value in the beginning and its change in different scenarios.

6.5

Tyyppilajien habitaatin määrä

Yhden tyyppilajin habitaattia maksimoivien suunnitelmien perusteella Kitsin mallialue kykenee tarkastelujakson aikana tarjoamaan eniten havupuugeneralisteille ja mäntyspesialisteille sopivaa elinympäristöä (kuva 6.4). Yhden tyyppilajin saavuttama suurin potentiaalisen habitaatin määrä on t-aarnikätkän 5219 ha, joka on 40 % alueen kokonaispinta-alasta ja josta suurin osa on nykyisten suojelualueiden ulkopuolella. Vaikka lahopuun kokonaismäärä alueella moninkertaistuu lähivuosikymmeninä (ks. edellä), järeää lahopuuta syntyy huomattavan vähän sekä suojelualueilla että erityisesti niiden ulkopuolella. Järeän lahopuun alhainen taso näkyy järeää mänty- tai havulahopuuta vaativien lajien, kuten t-liekohärän, t-kairakäävän ja t-kalkkikäävän, pienenä habitaattipotentiaalina.



Kuva 6.4. Tyyppilajeille soveliaan habitaatin (HSI > 0.5) määrä alkutilanteessa vuonna 2005 (A) ja B eri skenaarioissa vuonna 2065 (B). Talousmetsien potentiaali on saatu asettamalla optimoinnissa kyseisen tyyppilajin habitaatin määrä ainoaksi tavoitteeksi. Tyyppilajit on ryhmitelty sen puulajin mukaan, josta niiden esiintyminen on ensisijaisesti riippuvainen. LS-alueilla ei tehdä mitään toimenpiteitä (esimerkiksi ennallistamista), joten ne tuottavat kaikissa skenaarioissa saman määrän kunkin tyyppilajin habitaattia.

Figure 6.4. Area of suitable habitat for type species (HSI > 0.5) in the beginning year 2005 (A) and in 2065 (B) according to different scenarios.

Lahoa kuusta vaativien tyyppilajien osalta alueen habitaattipotentiaali on vielä edellisiäkin tyyppilajeja heikompi ja ainoastaan t-murroskolvan kohdalla on merkittävää potentiaalia olemassa olevien suojelualueiden ulkopuolella (t-sitruunakääpä pystyy käyttämään myös lehtipuuta). Järeän kuusilahopuun niukkuus näkyy selvästi, sillä kaikissa skenaarioissa t-sitkankäävän habitaatti häviää alueelta kokonaan. Lahoa lehtipuuta vaativien generalistien ja lahoa koivua vaativien spesialistilajien kohdalla alueen habitaattipotentiaali on hieman suurempi kuin kuusella eläville lajeille, mutta selvästi männyn tyyppilajiston habitaattipotentiaalia pienempi. Myös järeää lahoa lehtipuuta vaativien tyyppilajien (t-paksukuorikääpä, t-harjasorakas ja t-rustikka) kohdalla alueen habitaattipotentiaali on pieni ja rajoittuu suojelualueille.

Suurella osalla tyyppilajiryhmistä (15/27) huomattava määrä alueen habitaattipotentiaalista sijaitsee nykyisten suojelualueiden ulkopuolella, ja siksi talousmetsiin valittu metsänkäsittelyskenaario vaikuttaa huomattavasti näiden tyyppilajien habitaatin määrään vuonna 2065. Lähimmäksi tyyppilajien habitaatin maksimia päästään *moni*-skenaariossa, jossa toteutuu (kolmen kauden ja kaikkien t-lajien keskiarvona) 92 % alueen habitaattipotentiaalista. Ero on huomattava *nyky*-skenaarioon, jossa habitaattipotentiaalista toteutuu vain 62 %. Myös *laji*-skenaariossa lajien habitaattipotentiaalista toteutuu huomattavasti suurempi määrä (89 %) kuin *nyky*-skenaariossa. *Ulko*-skenaario on lajien kannalta parempi (66 %) kuin *nyky*-skenaario mutta selvästi huonompi kuin *laji*- tai *moni*-skenaariot. Nykyiset suojelualueet yksinään sisältävät 51 % alueen kaikkien tyyppilajiryhmien habitaattipotentiaalista. Tyyppilajien ennustettu esiintymistiheys mallialueella on esitetty liitteessä 3. Yksittäisten lajien habitaatin määrän kehittyminen eri skenaarioissa on kuvattu liitteessä 4 ja esimerkit kolmen tyyppilajin habitaattikartoista liitteessä 5.

6.6 Lahopuun määrä optimointitavoitteena: kustannukset ja habitaatin määrä

MONSUssa voidaan asettaa tavoitteeksi (ks. 5.2) lahopuun kokonaismäärä. Tutkimme ylimääräisellä optimointisuunitelmalla tämän yksinkertaisen tavoitteen tehokkuutta suhteessa lajien habitaatti-

mallien avulla tapahtuvaan monimutkaisempaan optimointitapaan. Lahopuun määrää ja puuntuotantoa optimoiva suunnitelma (paino molemmissa 0.5) tuotti 0.42 milj. m³:ä lahopuuta kolmannen kauden lopussa vuonna 2065, enemmän kuin yhdessäkään tutkitussa skenaariossa (ks. kuva 6.1A). Suunnitelma sisälsi kuitenkin vähemmän tyyppilajeille soveliasta habitaattia ja oli taloudellisesti kalliimpi kuin esimerkiksi tyyppilajien habitaatin määrää ja puuntuotantoa optimoiva *laji*-skenaario. Ero *laji*-skenaarion hyväksi lajiarvossa oli 9 %-yksikköä ja puuntuotannossa 2,6 milj. €.

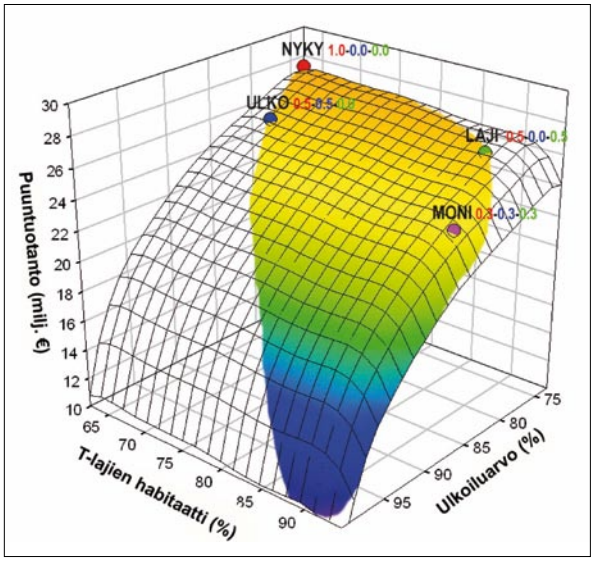
6.7

Tuotantomahdollisuuksien rajapinta

Tehokkaita puuntuotannon, virkistyskäytön ja lajien suojelun painoyhdistelmiä kuvaava tuotantomahdollisuuksien rajapinta näyttää, että korkeimpien laji- ja ulkoiluarvojen yhdistelmä (molemmat > 90%) on mahdollinen ainoastaan, kun puuntuotannon arvo on alle 21 milj. €. Tämä on 23 % alueen talousmetsien potentiaalia (27,2 milj. €) pienempi (kuvat 6.5–6.8). Vastaavasti *nyky*-skenaarion mukainen puuntuotannon maksimointi merkitsee laji- ja ulkoiluarvon 33 ja 27 %-yksikön heikkenemistä maksimista.

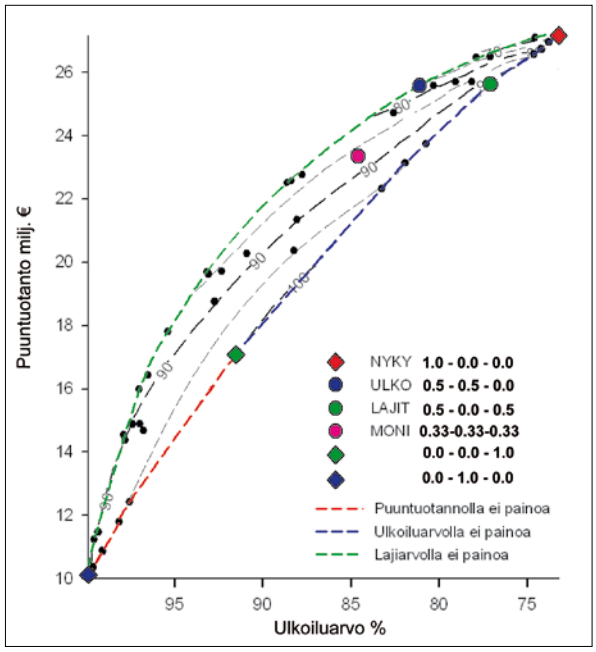
Ulkoilu- ja lajiarvon välillä ei ole yhtä voimakasta negatiivista suhdetta kuin mitä niillä on puuntuotannon kanssa (kuvat 6.5 ja 6.8). Ulkoiluarvon ollessa suurimmillaan lajiarvo jää 7 %-yksikköä suurinta mahdollista arvoa pienemmäksi. Lajiarvon ollessa suurimmillaan ulkoiluarvo jää vastaavasti 8 %-yksikköä suurinta mahdollista arvoa pienemmäksi. Ulkoiluarvon maksimointi aiheuttaa kuitenkin huomattavasti suuremman pudotuksen puuntuotannossa kuin lajiarvon maksimointi. Ulkoiluarvon ollessa suurimmillaan puuntuotannon arvo on vain 37 % (10,1 milj. €) verrattuna *nyky*-skenaarioon. Tyyppilajien habitaatin ollessa suurimmillaan puuntuotannon arvo on tätä paljon suurempi, 63 % (17,1 milj. €) puuntuotannon maksimiarvosta.

Ulko- ja *laji*-skenaariot, joissa painotettiin puuntuotannon ohella joko ulkoiluarvoa tai tyyppilajien habitaattia, tuottivat enemmän tavoiteltua tuotosta kuin *nyky*-skenaario (kuva 6.8). Ulkoiluarvo kasvoi 8 %-yksikköä (*ulko*-skenaario) ja t-lajien habitaatin määrä 26 %-yksikköä (*laji*-skenaario) *nyky*-skenaarioon verrattuna. Ulkoilu- (*ulko*) tai lajiarvon (*laji*) painottaminen lisäsi myös painottamatonta (laji-tai ulkoilu)arvoa, mutta tämä ei-tavoiteltu lisäys jäi selvästi pienemmäksi kuin tavoitellun tuotoksen



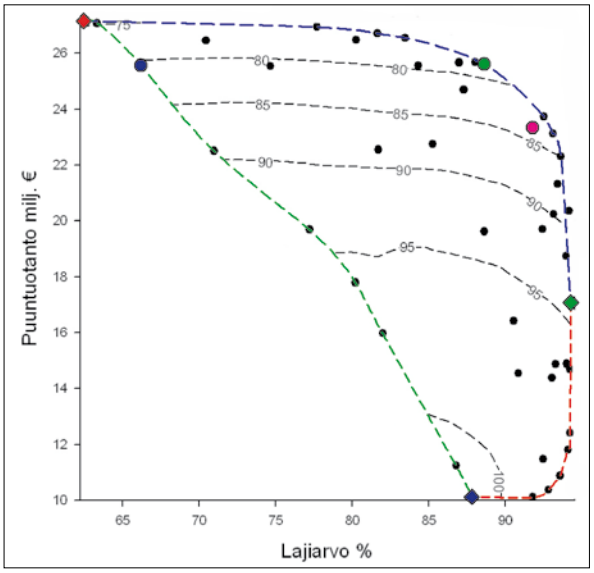
Kuva 6.5. Kolmiulotteinen tuotantomahdollisuuksien rajapinta puuntuotannon, ulkoiluarvon ja lajiarvon tehokkaille tuotosyhdistelmille (värillinen alue) ja eri skenaarioiden sijoittuminen tälle pinnalle. Läpinäkyvän tason osan tarkoitus on ainoastaan auttaa pinnan muodon hahmottamisessa eikä tältä tason alueelta ole optimointilaskelmia.

Figure 6.5. Surface of production possibilities in effective combinations of timber production, recreation value and species value (colored area). Circles indicate locations of different management scenarios on this surface.



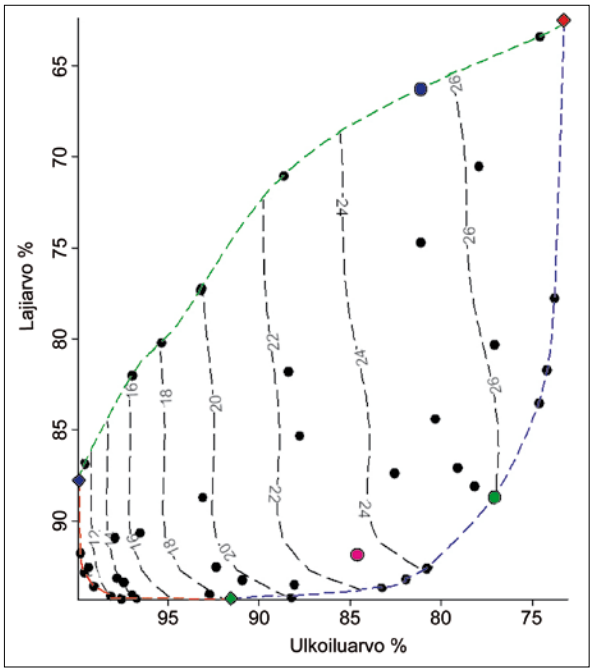
Kuva 6.6. Puuntuotannon ja ulkoiluarvon väliset vaihtoehtoiskustannukset lajiarvon eri tasoilla. Vihreä katkoviiva kuvaa tilannetta jossa optimoinneissa on painotettu ainoastaan näitä kahta tekijää. Mustat katkoviivat ovat korkeuskäyriä, jotka kuvaavat kolmannen tekijän, lajiarvon, saamia arvoja tehokkaiden tuotantomahdollisuuksien yhdistelmien pinnalla. Mustat pisteet kuvaavat neljän skenaarion lisäksi tehtyjä 41 optimointia, joiden avulla pinta laskettiin.

Figure 6.6. Trade-off between timber production and recreational value.



Kuva 6.7. Puuntuotannon ja lajiarvon väliset vaihtoehtoiskustannukset ulkoiluarvon eri tasoilla. Sininen katkoviiva kuvaa tilannetta jossa optimoinneissa on painotettu ainoastaan näitä kahta tekijää. Mustat katkoviivat ovat korkeuskäyriä jotka kuvaavat kolmannen tekijän, ulkoiluarvon, saamia arvoja tehokkaiden tuotantomahdollisuuksien yhdistelmien pinnalla. Mustat pisteet kuvaavat neljän skenaarion lisäksi tehtyjä 41 optimointia joiden avulla pinta laskettiin.

Figure 6.7. Trade-off between timber production and species value.



Kuva 6.8. Ulkoilu- ja lajiarvon väliset vaihtoehtoiskustannukset puuntuotannon eri tasoilla. Punainen katkoviiva kuvaa tilannetta, jossa optimoinneissa on painotettu ainoastaan näitä kahta tekijää. Mustat katkoviivat ovat korkeuskäyriä, jotka kuvaavat kolmannen tekijän, puuntuotannon, saamia arvoja tehokkaiden tuotantomahdollisuuksien yhdistelmien pinnalla. Mustat pisteet kuvaavat neljän skenaarion lisäksi tehtyjä 41 optimointia, joiden avulla pinta laskettiin.

Figure 6.8. Trade-off between recreation value and species value.

lisäys. Lajiarvo kasvoi *ulko*-skenaariossa 6 %-yksikköä ja ulkoiluarvo *laji*-skenaariossa vastaavasti 4 %-yksikköä verrattuna *nyky*-skenaarioon. Puuntuotannon arvo väheni *ulko*- ja *laji*-skenaarioissa 6 % verrattuna *nyky*-skenaarioon (kuvat 6.6 ja 6.7).

Moni-skenaariossa sekä ulkoilu- että lajiarvo kasvoivat enemmän kuin *ulko*- ja *laji*-skenaarioissa, ulkoilu- ja lajiarvon ollessa 11 ja 29 %-yksikköä suurempi kuin *nyky*-skenaariossa (kuva 6.8). Vastaavasti myös puuntuotannon arvo pieneni enemmän kuin *ulko*- ja *laji*-skenaarioissa ollen 86 % *nyky*-skenaarion puuntuotannon arvosta (kuvat 6.6 ja 6.7).

6.8

Hiilen sitoutuminen ja sen arvo

Skenaarioiden välillä on merkittäviä eroja hiilen sidonnassa (taulukko 6.3). Peruslaskelmassa hiilitaseen arvo (4 % nykyarvo) on suurin *moni*-skenaariossa, 11,6 milj. € ja pienin *nyky*-skenaariossa, 8,4 milj. €. Kuolleen puuston hiilivarannon muutosten ja korjuun ym. töiden päästöjen merkitys kokonaishiilitaseessa on varsin pieni.

Hiilidioksidin hintatason noustessa skenaarioiden väliset erot hiilitaseen arvossa kasvavat vastaavasti (kuva 6.9). Kuolleen puuston latvuston ja kantojen hajoamisnopeutta koskevilla oletuksilla ei ole kovinkaan suurta vaikutusta skenaarioiden välisiin eroihin. Puutuotteiden substituutiovaikutuksen kasvaessa skenaarioiden väliset erot pienenevät.

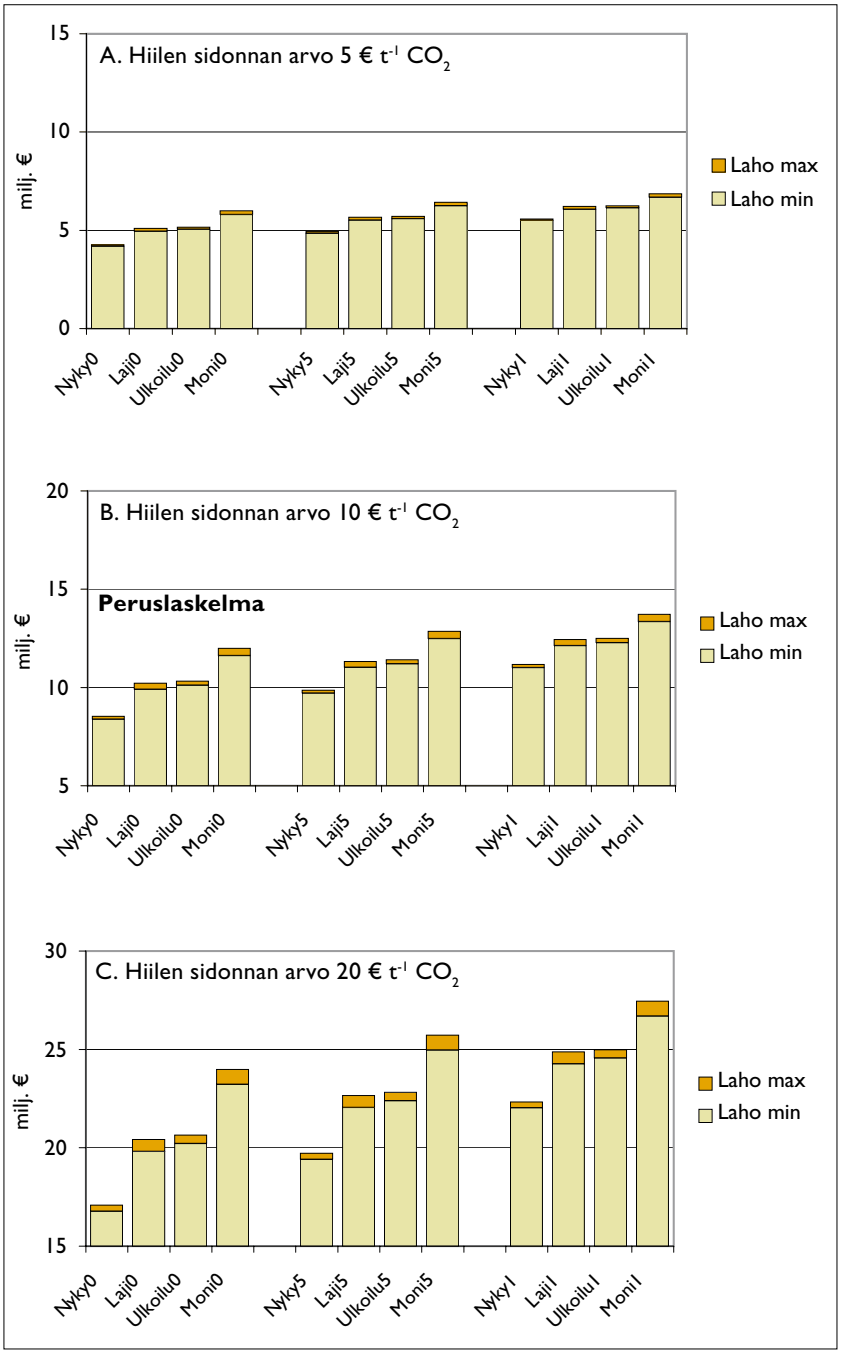
Hiilitaseen huomioonottaminen siis pienentää lajisuojelun yhteiskunnallisia kustannuseroja skenaarioiden välillä. Peruslaskelman oletuksilla (laho min, substituutio 0 %), *nyky*-skenaarion yhteenlaskettu puuntuotannon ja hiilensidonnan arvo pysyy muita skenaarioita suurempana, jos hiilidioksidin hinta on alle 9,3 € t^{-1} CO_2. Hiilidioksidin hinnan ollessa välillä 9,3-15,3 € t^{-1} CO_2, ko. summa on suurin *ulko*-skenaariossa ja hinnan ylittäessä 15,3 € t^{-1} CO_2 summa on vastaavasti suurin *moni*-skenaariossa. Jos puutuotteiden substituutiovaikutus otetaan huomioon mahdollisimman suurena (substituutio 100 %), vastaavat hiilidioksidin rajahinnat ovat 12,7 ja 21,6 € t^{-1} CO_2. Hiilitaselaskelmien perusteella näyttää ilmeiseltä, että monimuotoisuuden ylläpito vahvistaa samalla metsien roolia ilmakehän hiilidioksidipitoisuuden hallinnassa.

Taulukko 6.3. Skenaarioiden hiilitase (Peruslaskelma: Hiilen sidonnan arvo 10 € t^{-1} CO_2, laho min, substituutio 0 %).

Table 6.3. Carbon budget in different scenarios (Base: Unit value for carbon is 10 € t^{-1} CO_2, deadwood contribution in minimum, no wood use substitution).

Skenaario	NYKY	LAJI	ULKO	MONI
Elävän puuston hiilivarannon kokonaismuutos 2005–2065, 1000 t	204,5	246,1	260,2	319,3
Kuolleen puuston hiilivarannon kokonaismuutos 2005–2065, 1000 t	13,5	32,6	21,5	44,6
Korjuun ym. töiden CO_2 -päästöt yhteensä 2005–2065, 1000 t	6,1	6,0	6,0	5,6
Koko hiilivarannon * diskontattujen kausittaisten muutosten summa (4 %), 1000 t	228,8	270,2	275,7	316,7
Hiilitaseen arvo (4 % nykyarvo), milj. €	8,4	9,9	10,1	11,6

* Koko hiilivaranto sisältää (elävän ja kuolleen) puuston, puutuotteet ja korjuun ym. töiden päästöt



Kuva 6.9. Hiilitaseen arvo eri skenaarioissa.

Figure 6.9. Value of carbon budget in different scenarios.

7 Metsien käyttöskenaarioiden sosiaaliset vaikutukset

The social consequences of the forest management scenarios

Kaisa Raitio, Olli-Pekka Tikkanen, Tero, Heinonen, Jukka Matero ja Jari Kouki

7.1

Kuinka arvioida sosiaalisia vaikutuksia?

Tässä luvussa tarkastellaan, millaisia sosiaalisia vaikutuksia metsien käytön eri tavoitteiden vaihtoehtoisella painottamisella ja niiden perusteella laadituilla skenaarioilla on. Sosiaalisten vaikutusten arvioinnilla (SVA) tarkoitetaan ennakkoarviointiprosessia, jossa arvioidaan tietyn poliittisen toiminnan tai hankkeen tuloksena *todennäköisesti aiheutuvia sosiaalisia seuraamuksia* (Burdge ja Vanclay 2004, 41). SVA:n avulla voidaan tutkia sosiaalista ja kulttuurista kestävyyttä osana suunnitteluprosessia, ja sen avulla voidaan pyrkiä myös sosiaalisen ja ekologisen kestävyyden yhdistämiseen (Sairinen ja Kohl 2004, 11).

Sosiaaliset vaikutukset tarkoittavat merkittäviä muutoksia ihmisten hyvinvoinnissa, ja ne voivat olla myönteisiä tai kielteisiä. Sosiaalisten vaikutusten arvioinnissa on tyypillisesti keskitytty yhteisötason tarkasteluun. Muutokset voivat olla sekä suunniteltuja että suunnittelemattomia ja ne voivat olla suoria, epäsuoria tai kumuloituvia. Konteksti, eli tietyn alueen ja yhteisön erityispiirteet vaikuttavat siihen, millaisia sosiaalisia vaikutuksia (*social impact*) tietyt suorat sosiaaliset muutokset (*social change*), kuten muutokset työpaikoissa ja väestömäärissä, lopulta aiheuttavat (ks. myös Rannikko, luku 2). Sosiaalisten vaikutusten erityispiirre on myös se, että ne voivat olla joko objektiivisia tai subjektiivisia. Objektiivisia vaikutuksia ovat vaikutukset esimerkiksi tulotasoon tai tiettyjen sairauksien esiintymiseen. Subjektiivisia vaikutuksia ovat puolestaan esimerkiksi pelon tai epävarmuuden lisääntyminen, jotka ovat todellisia riippumatta siitä, onko niihin objektiivisesti katsottuna aihetta vai ei. (Dietz 2004, 68-69, Sairinen ja Kohl 2004.)

Sairisen ja Kohlin (2004, 13) yleisen sosiaalisten vaikutusten määritelmän mukaan *"Sosiaalisilla vaikutuksilla tarkoitetaan jostain toimesta aiheutuvia rakenteellisia ja toiminnallisia muutoksia ja niistä aiheutuvia vaikutuksia yhteiskunnassa ja yhteisöissä tai eri väestöryhmien ja yksityisten ihmisten elinolosuhteissa, elämäntavoissa ja koetussa elämänlaadussa. Vaikutukset kohdistuvat yleensä alueellisesti. Muutosten vaikuttavuus on arvioitavissa lähinnä kohteen kautta. Vaikutukset näkyvät ja välittyvät muutoksina resurssien hallinnassa, toimintakäytännöissä, instituutioissa, asenteissa ja arvoissa sekä myös ristiriitoina."*

Sosiaalisten vaikutusten arviointi koostuu kolmesta osa-alueesta: vaikutusten tunnistamisesta, analysoimisesta ja arvioinnista. Eri osa-alueita painotetaan arvioinnissa tilanteen mukaan. Tärkeitä näkökulmia ovat kuitenkin vaikutusten jakaantuminen eri ihmisryhmien kesken sekä vaikutus paikallisyhteisöihin. (Dietz 2004, 68, 77.) Sosiaalisten vaikutusten arviointi ymmärretään tyypillisesti prosessiksi, jossa kansalaisten ja eri intressitahojen osallistuminen ja kuuleminen on tärkeä osa vaikutusten tunnistamista, analysoimista ja arviointia sekä niihin liittyvien ristiriitojen ratkomista (Sairinen ja Kohl 2004, 36.). Tällöin SVA:ssa yhdistyvät asiantuntijoiden tekemä politiikka-analyysi (*policy analysis*) ja poliittinen prosessi (Dietz 2004, 71-73). Tämän tutkimuksen yhteydessä ei kuitenkaan ole ollut mahdollista toteuttaa osallistumisprosessia tutkimusalueella, joten esiteltävä SVA rajautuu politiikka-analyysiin.

7.2

Sosiaalisten vaikutusten arviointi tässä tutkimuksessa

Luvuissa 5 ja 6 esiteltyjen metsänkäsittelyn eri skenaarioiden sosiaalisten vaikutusten arviointi

rajautuu tässä tutkimuksessa paikallistasolle eli tutkimusalueen lähikyliin ja Lieksan kaupunkiin. Tarkastelussa pyritään huomioimaan sekä suunnitellut että suunnittelemattomat vaikutukset. Arviointi painottuu sosiaalisten muutosten arviointiin, mutta myös muutosten sosiaalisia vaikutuksia pyritään mahdollisuuksien mukaan arvioimaan.

Tässä tutkimuksessa tarkasteltavat sosiaalisia muutoksia ja vaikutuksia kuvaavat muuttujat voidaan jakaa kolmeen pääryhmään. Ne ovat skenaarioiden vaikutukset

(1) metsätalouden työllisyyteen (työllisyys, työvoiman kvalifikaatiot)
(2) luontomatkailun kehittämismahdollisuuksiin
(3) metsien virkistyskäyttöön

Arvioitavien sosiaalisten muuttujien valinta perustuu yhtäältä yleiseen tutkimukseen metsätalouden sosiaalisista vaikutuksista ja toisaalta tutkimusalueen ominaispiirteisiin. Sosiaalisen kestävyyden käsitteen operationalisoimiseksi ja samalla sosiaalisten vaikutusten arvioimiseksi metsätalouden yhteydessä on esitetty useita erilaisia indikaattoreita (esim. Hytönen 2001; 1998; Saastamoinen ja Lipitsäinen 1998; Beckley ja Burkosky 1999; Juurola ja Karppinen 2003). Nämä liittyvät mm. paikallisen väestön vaikutusmahdollisuuksiin, paikallisen väestön työllisyyteen ja työoloihin, työvoiman taitojen kehittämiseen, monikäytön elinkeinollisiin ulottuvuuksiin, virkistysmahdollisuuksiin, paikallisten sosiaalisten järjestelmien toimivuuteen, paikallisen kulttuurin jatkuvuuteen sekä maisema- ja kulttuurikohteiden säilymiseen. Ollakseen sosiaalisesti ja kulttuurisesti kestävää metsien käytön tulisi vahvistaa yllä mainittuja tavoitteita tai ei ainakaan huonontaa niitä. (Raitio ja Rannikko 2006.)

Tässä tutkimuksessa valittiin arvioitaviksi muuttujiksi vaikutukset metsätalouden työllisyyteen ja luontomatkailun edellytyksiin siksi, että korkeasta työttömyydestä ja rajusta rakennemuutoksesta kärsivänä alueena Lieksan ja sen syrjäkylien monet muut sosiaalisen kestävyyden ulottuvuudet, kuten paikallisen sosiaalisen järjestelmän toimivuus, riippuvat alueen elinkeino- ja työllisyyskehityksestä (luku 2, Rannikko).

Paikalliset asukkaat pitävät työpaikkoja yhtenä keskeisimmistä tavoitteista Metsähallituksen suunnitellessa alueen metsien käyttöä (esim. Laitinen ym. 2000, 43). Metsätalouden ja metsäsektorin osuus työllisistä on Suomessa suurin Pohjois-Karjalassa, Pohjois-Savossa, Kainuussa ja Lapissa. Pohjois-Karjalan sisällä metsätalouden merkitys on erityisen suuri Pielisen Karjalan seutukunnassa, johon Lieksa kuuluu. Tällä alueella puunkorjuun ja kuljetuksen osuus kokonaistyöllisyydestä on 2,1 %, mikä tarkoittaa 219 henkilötyövuotta. (Anon. 2001, 36-38.) Luonnon virkistyskäytön ja erityisesti luontomatkailun merkitys on puolestaan kasvanut jatkuvasti 2000-luvulle tultaessa erityisesti Pohjois- ja Itä-Suomessa. Luontomatkailua pidetään mahdollisuutena uuteen toimeentuloon ennen kaikkea maaseutukunnissa. Luonto on yksi harvoista ominaisuuksista, joiden suhteen syrjäseuduilla on kilpailuetu asutuskeskittymiin verrattuna. Matkailu on myös työvoimavaltainen ala, jonka kasvu heijastuu nopeasti työvoiman tarpeeseen (Anon. 2002b, 8). Lieksan kaupungin vuosille 2004–2008 tekemän elinkeinostrategian yhtenä tavoitteena on, että Lieksa on Itä-Suomen johtava matkailukunta, ja Lieksan vahvuutena nähdään nimenomaan vetovoimainen luonto (Lieksan elinkeinostrategia 2004). Luontomatkailun kautta arvioinnissa huomioidaan kirjallisuudessa tärkeänä pidetty monikäytön elinkeinollinen ulottuvuus. Luontomatkailun osalta ei kuitenkaan ole mahdollista arvioida suoraan eri skenaarioiden vaikutuksia työllisyyteen, koska siihen vaikuttavat monet muutkin tekijät kuin metsien käsittely tai suojeleminen. Tästä syystä tässä rajaudutaan arvioimaan sitä, miten skenaariot osaltaan vaikuttavat luontomatkailussa tärkeänä pidettyjen metsän ominaisuuksien kehittymiseen.

Virkistyskäytön sisällyttäminen tarkasteluun on puolestaan perusteltua siksi, että metsät muodostavat Lieksassa keskeisen virkistäytymisympäristön. Esimerkiksi marjastus, sienestys ja metsästys ovat alueella tärkeitä metsien käyttömuotoja. Yksistään Viisikon erämiehiin kuuluu yli 100 jäsentä (Raitio ja Rannikko 2006). Virkistäytyjien ja luontomatkailijoiden tarpeet ovat monilta osin samanlaisia, ts. samoja asioita voivat harrastaa paikalliset asukkaat virkistyksenä ja turistit matkailuna. Johtuen tästä luontomatkailun ja virkistyskäytön osittaisesta päällekkäisyydestä niitä ei tarkastella arviossa erikseen, vaan tarkastelu jakautuu eri toimintojen ja metsän eri funktioiden mukaan. Virkistyksen ja luontomatkailun osalta yhteiset tarkasteltavat muuttujat ovat:

a) metsä maisemana
b) metsä virkistysympäristönä (mukaan lukien mökkeily ja matkailukäyttö; pois lukien saaliiseen perustuvat marjastus ja metsästys)
c) marjastus- ja sienestysmahdollisuudet (puolukka, mustikka, ruokasienet)
d) metsästysmahdollisuudet (hirvi, kanalinnut)

Skenaarioiden vaikutusten arviointi perustuu metsätalouden osalta merkittävältä osalta Metsähallituksen Itä-Suomen yksiköissä tehtyihin asiantuntijahaastatteluihin ja kokouksiin, sekä Metsähallituksen materiaaleihin. Matkailun ja virkistyk-

sen osalta arvioinnin pohjana on olemassa oleva tutkimuskirjallisuus sekä hankkeessa kerätty tieto tutkimusalueen ja Lieksan kaupungin matkailu- ja virkistyskäytön nykytilanteesta. Riistalajien osalta metsänkäsittelyn sosiaaliset vaikutukset eivät aiheudu suoraan metsänkäsittelyn eroista, vaan vasta niistä seuranneista ekologista muutoksista lajien runsaudessa. Hirven osalta skenaarioiden vaikutuksia arvioidaan MONSUun sisältyvän habitaatin soveltuvuusindeksin, HSI:n avulla (ks. Kurttila ym. 2002a, luku 4.) ja kanalintuihin kohdistuvien vaikutusten arvioimiseksi pyydettiin hanketta varten erillinen asiantuntija-arvio.

Arviointi etenee siten, että ensin esitellään kustakin arvioitavasta muuttujasta yleistä tutkimustietoa. Sen jälkeen analysoidaan eri skenaarioiden vaikutuksia kunkin muuttujan osalta. Lopuksi arvioidaan lyhyesti eri muuttujien ja skenaarioiden välisiä eroja ja sosiaalisia vaikutuksia.

7.3 Metsätalouden työllistävyys

7.3.1 Metsätalouden työllistävyyteen vaikuttavat tekijät

Puunkorjuun työllistävyydessä suurimmat muutokset tapahtuivat Lieksassa ja koko Suomessa 1980- ja 1990-luvuilla, kun päätehakkuissa siirryttiin metsurityöstä lähes yksinomaan monitoimikoneisiin (Vatanen 2001, 11). Yhden miehen työ monitoimikoneella vastaa noin 8,5 metsurin työpanosta (mt., 41). Metsureiden työksi jäi koneellistumisen jälkeen mm. taimikonhoito ja raivaus sekä leimikoiden ja tielinjojen merkintä maastoon.

Muutos perustui ennen kaikkea kustannustehokkuuden lisäämiseen ja oli mittaluokaltaan niin suuri, että mitkään tässä hankkeessa pohditut käsittelyvaihtoehdot eivät pysty vaikuttamaan metsätalouden työpaikkoihin samassa suuruusluokassa. Esimerkiksi Pielisen Karjalan seutukunnassa, johon tutkimusalue kuuluu, metsurityöstä koneelliseen puunkorjuuseen siirtymisen aiheuttama työvoiman tarpeen vähentyminen on vaikutukseltaan suurempi kuin puunkorjuun nykyinen volyymi seutukunnassa (Vatanen 2001, 41). Tapahtunutta muutosta pidetään esimerkiksi kuitenkin Metsähallituksessa paitsi väistämättömänä myös toivottavana, koska puun korjuun katsotaan olleen liian raskasta ihmisvoimin tehtäväksi. Muutosta pidetään myös pysyvänä, eikä metsureiden käyttöä päätehakkuissa pidetä realistisena tulevaisuuden skenaariona. (Haastatteluaineisto 2005.)

Metsien käsittelyn työllisyyteen vaikuttavat pääasiassa kolme tekijää. Yhtäältä työllisyyteen vaikuttaa (1) korjattavan puun määrä. Perinteisessä metsätaloudessa työllisyysvaikutus on sidottu hakkuumääriin siksi, että hakkuuvolyymi määrittää korjuuta seuraavien töiden määrän. Näitä ovat ennen kaikkea uudistamistyöt, sekä tulevina vuosikymmeninä erilaiset metsänhoitotoimenpiteet, joiden tavoitteena on tuottaa uusi päätehakkuukelpoinen puusto. Toisaalta myös (2) eri käsittelyt ja niiden suhde (esimerkiksi harvennushakkuiden määrä suhteessa päätehakkuisiin) vaikuttaa työmäärään. Tietyt käsittelytavat saattavat vaatia suurempia työpanoksia vaikka hakkuumäärät pienenisivätkin. Lisääntyvä työpanos saattaa koskea esimerkiksi suunnittelutyön määrää. Metsähallituksen asiantuntijoiden mukaan metsätalous työllistäisi vähemmän suunnittelutyötä tekeviä, jos metsämaisema jakautuisi nykyistä mustavalkoisemmin suojelualueisiin ja talousmetsiin, joissa huomioitaisiin vain puuntuotanto. Metsähallituksen ympäristöoppaan kohteet ym. ”harmaat alueet” lisäävät suunnittelutyön tarvetta. Jos metsätalousmaisemassa ryhdytään lisäksi toteuttamaan (3) aktiivisia ennallistamistoimia, ne lisäävät sekä suunnittelun että metsässä tehtävän työn tarvetta. Ennallistamista voidaan tehdä sekä konetyönä että metsureilla. Parhaillaan osana METSO -työtä vuoteen 2012 asti toteutettavissa suojelualueiden ennallistamisprojekteissa työllistetään valtion erillispäätöksellä Metsähallituksen palveluksessa olevia metsureita ja helpotetaan siten erityisesti talviajan työttömyyttä (Anon. 2002a, 16–17).

Suunnittelun lisääntyminen tarkoittaa työvoiman kvalifikaatioiden muutosta. Työvoiman tarpeessa korostuu tällöin metsätalousinsinöörin koulutuksen saaneet suhteessa metsureiden tai metsäkoneen kuljettajiin. Ennallistaminen ja muut erityiskohteet metsätaloudessa edellyttävät myös metsureiden ammattitaidon kehittämistä. Metsähallitus onkin täydennyskouluttanut metsureita suunnittelu-metsureiksi.

7.3.2 Skenaarioiden vaikutukset metsätalouden työllisyyteen

Tässä tutkimuksessa tehdyt metsänkäsittelyskenaariot eroavat toisistaan kahden edellä kuvatun tekijän osalta: skenaarioissa toteutettavat kokonaishakkuumäärät poikkeavat toisistaan enimmillään 10 %, minkä lisäksi skenaarioiden välillä on selviä eroja hakkuiden jakautumisessa harvennus- ja päätehakkuiden välillä sekä painottumisessa eri kausille (ks. luku 6.2). Ennallistamista ei suunnitella tehtäväksi missään skenaariossa.

Taulukko 7.1. Hakkuiden kokonaiskertymä ja metsätalouden suhteellinen työllistävyys eri skenaarioissa.
Table 7.1. Total timber yield of loggings and relative employment in different scenarios.

Skenaario ja kausi	NYKY 2006–2026	NYKY 2026–2045	NYKY 2046–2065	ULKO 2006–2026	ULKO 2026–2045	ULKO 2046–2065	LAJIT 2006–2026	LAJIT 2026–2045	LAJIT 2046–2065	MONI 2006–2026	MONI 2026–2045	MONI 2046–2065
Hakkuiden kokonaiskertymä m^3/v	16934	43749	51952	11029	31409	67471	11363	34628	63470	6 253	20170	76743
Työllisyys % nyky-skenaariosta	100	100	100	65	72	130	67	79	122	37	46	148

Metsähallituksesta saadun asiantuntija-arvion perusteella selkein tapa verrata eri metsänkäsittelyskenaarioiden työllisyysvaikutuksia on verrata niiden *kokonaishakkuumääriä*, koska muiden erojen määrittäminen yksityiskohtaisesti skenaarioiden välillä on vaikeaa. Nykyisin yhden ihmisen työllistämiseen Metsähallituksen metsätaloudessa tarvitaan noin 3 000 m^3:n hakkuut, kun otetaan huomioon toimihenkilö-, metsuri- ja urakointityöpaikat Itä-Suomessa (Markku Vainio asiantuntija-arvio 12.10.2005). Työllisyysvaikutusten arviointiin liittyvistä epätarkkuuksista johtuen tässä raportissa ei arvioida vaikutuksia henkilötyövuosina, vaan vertailu tehdään skenaarioiden suhteellisten erojen perusteella. Arviossa oletetaan lisäksi, että skenaarioiden välillä ei ole eroja tieverkon ylläpitokustannuksissa, ja ettei työn tuottavuus tai pääte- ja harvennushakkuiden suhde muutu ajassa.

Hakkuiden kokonaiskertymä on suurin *nyky*-skenaariossa ja pienin *moni*-skenaariossa (taulukko 7.1). *Nyky*-skenaariossa hakkuut painottuvat muita enemmän ensimmäiselle ja toiselle suunnittelukaudelle, kun taas *moni*-skenaariossa hakkuut painottuvat voimakkaasti kolmannelle kaudelle. Hakkuiden määrä kasvaa kuitenkin kaikissa skenaarioissa toisella ja kolmannella kaudella selvästi nykytilaan verrattuna.

Suhteessa *nyky*-skenaarioon metsätalouden työllisyys vähenee voimakkaimmin *moni*-skenaarion ensimmäisellä suunnittelukaudella. Myös toisella kaudella *moni*-skenaarion työllistävyys on alhaisempi kuin *nyky*-skenariossa, jossa hakkuumäärät kasvavat eri skenaarioista toisella kaudella eniten. Hakkuukertymän kasvaessa myös *moni*-skenaarion työllistävyys on kuitenkin toisella kaudella suurempi kuin lähtötilanteessa vuonna 2005. Kolmannella suunnittelukaudella *moni*-skenaario työllistää selvästi enemmän kuin mikään muu skenaario, koska siinä hakkuut keskittyvät voimakkaasti ko. kaudelle. *Laji*- ja *ulko*-skenaarioiden työllisyysvaikutukset sijoittuvat *nyky*- ja *moni*-skenaarioiden väliin, ja eroavat toisistaan vain vähäisessä määrin. Hakkuiden takapainotteisuudesta johtuen myös näissä skenaarioissa työllisyys vähenee ensimmäisellä kaudella, kasvaa toisella kaudella hitaammin kuin *nyky*-skenaariossa ja on kolmannella suunnittelukaudella suurempi kuin *nyky*-skenaariossa.

Skenaarioiden dynamiikat eri suunnittelukausien välillä eroavat siis toisistaan: tehdyillä lähtöoletuksilla *nyky*-skenaariossa hakkuumäärät ja siten työllistävyys eivät laske missään vaiheessa, vaan ne kasvavat tasaisesti kolmannelle kaudelle asti. Erityisesti *moni*-, mutta myös *ulko*- ja *lajit* -skenaarioissa hakkuut vähenevät *nyky*-skenaarioon verrattuna selvästi ensimmäisellä suunnittelukaudella. Toisella suunnittelukaudella ne kasvavat, mutta kuitenkin selvästi hitaammin kuin *nyky*-skenaariossa. Kolmannella kaudella sen sijaan kaikki muut skenaariot ohittavat *nyky*-skenaarion hakkuiden määrässä ja siten työllistävyydessä.

7.4 Virkistykseen ja luontomatkailuun vaikuttavat tekijät

7.4.1 Virkistyksen ja matkailun tarpeet hyvin heterogeenisiä

Luonnon vetovoima ja rooli virkistyksessä ja matkailussa koostuu useasta eri elementistä. Luonnon – ja siten metsän – rooli voi muodostua (1) maisemasta (2) virkistysympäristöstä tai (3) majoittumispaikasta. Metsän ja sen käsittelyn vaikutukset virkistykseen ja luontomatkailuun riippuvat siitä, mitä näistä tekijöistä arvioidaan, sillä niitä koskevien mieltymysten on havaittu eroavan jossain määrin toisistaan. (Brunson ja Shelby 1992, 38–40; Tahvanainen ym. 2001, 64-65; Tyrväinen ym. 2001, 134.)

Luonnon vetovoiman eri osatekijät eivät kuitenkaan ole sisäisesti homogeenisiä tai toisistaan täysin erillisiä: esimerkiksi kaunis maisema on

tärkeä osa mieluisaa toimintaympäristöä tietyissä ulkoilumuodoissa kuten retkeiltäessä, vaeltaessa, tarkkailtaessa luontoa, hiihdettäessä ja soudeltaessa. Sen sijaan maisemalla on vähemmän merkitystä sellaisissa ulkoilumuodoissa, jotka vaativat keskittymistä kuten laskettelussa, moottorikelkkailussa, maastopyöräilyssä ja purjehduksessa. Puolukan poimija voi puolestaan kyllä kokea maiseman epämiellyttävänä, mutta pitää sitä toissijaisena tekijänä hyvään marjasatoon verrattuna. Lomailijoiden vaatimukset vaihtelevat myös lomailutyypin mukaan: luontomatkailijat haluavat erämaisempaa ja luonnontilaisempaa maisemaa kuin maatilamatkailijat. (Anon. 1999, 19, 27.) Myös eri kohderyhmien odotukset luonnon eri tekijöiden suhteen vaihtelevat niin sukupuolen, iän, koulutustaustan, kotipaikan kuin kansallisuuden suhteen (Anon. 1999., 21-26; Tyrväinen ym. 2001, 144).

Maiseman, virkistys- ja majoittumisympäristön laadulle on lisäksi tyypillistä se, että ne riippuvat myös monesta muusta tekijästä kuin metsästä ja sen käsittelystä. Maiseman vetovoimaan olennaisesti vaikuttavia tekijöitä ovat esimerkiksi vesistöjen läheisyys ja pinnanmuotojen vaihtelevuus, joihin ei metsätaloudella voida vaikuttaa (Anon. 1999, 17, 24). Virkistysympäristönä metsän miellyttävyyteen vaikuttaa merkittävästi polkuverkoston olemassaolo, majoittumisessa (telttailussa) keskeistä puolestaan on maaston tasaisuus ja veden läheisyys (Brunson ja Shelby 1992).

Koska luontoon ja metsään liittyvät arvostukset ja tarpeet virkistyksessä ja matkailussa ovat niin heterogeenisiä, metsien käsittelyn vaikutusten arviointi on niiden suhteen varsin vaikeaa. Vielä vaikeampaa on arvioida sitä, miten metsien käsittely lopulta vaikuttaa matkailun kehittämiseen ja sen työllisyyteen jollain tietyllä alueella. Vaikka luonto on Suomen matkailun keskeinen vetovoimatekijä (Tyrväinen ym. 2001, 134; Koivula ja Saastamoinen 2005, 7), matkailun kehittämiseen ja kasvuun vaikuttavat myös monet muut tekijät, esimerkiksi kiinnostus yrittäjyyteen ja yrittäjien verkostoituminen sekä olemassa olevien palveluiden ja kohteiden markkinointi ja tuotteistaminen. Esimerkiksi suojelualueiden olemassaoloa voidaan tämän takia pitää luontomatkailun osalta lähinnä yleisiä edellytyksiä luovana tekijänä (Ovaskainen ym. 2002, 64). Näistä syistä tässä yhteydessä on mahdollista arvioida eri skenaarioiden vaikutuksia vain yleisellä tasolla. Perusteellisempi arvio edellyttäisi yksityiskohtaisempaa tietoa siitä, minkälaiseen matkailun ja virkistyksen kehittämiseen tutkimusalueen ja sen lähiseutujen asukkailla ja yrittäjillä sekä alueella vierailevilla matkailijoilla olisi eniten kiinnostusta. Tällaisen tiedon puuttuessa arvioinnissa rajaudutaan lähinnä kuvaamaan vaikutuksia muutamaan keskeiseen virkistys- ja matkailutarpeeseen. Lisäksi, kuten Ovaskainen ym. (2002) huomauttavat, nykyisten suojelualueiden toteutuneiden virkistyskäytön ja luontomatkailun hyödyt eivät välttämättä toteudu uusilla alueilla, ellei kokonaiskysyntä kasva.

7.4.2 Maisema

Maisemaa käsitellään tässä luvussa sekä virkistyksen että matkailun näkökulmasta, koska niiden erottaminen toisistaan on osittain keinotekoista. Merkittävä osa tässä käytetyitä tutkimuksista koskee kuitenkin matkailua.

Matkailukohteen valinnassa maisema on keskeinen ja usein jopa tärkein valintaan vaikuttava tekijä (Tyrväinen ym. 2001, 134). Luontomatkailijoiden, maatilamatkailijoiden ja lomamökkeilijöiden odotuksia selvittäneiden kyselyiden perusteella näiden matkailijaryhmien preferenssit metsien käsittelyn suhteen ovat hyvin samansuuntaisia. Metsämaisemassa arvostetaan ennen kaikkea vaihtelevuutta, johon vaikuttavat metsän ominaisuuksien lisäksi vesistöjen määrä ja alueen topografia. Metsistä arvostetuimpia ovat iäkkäät, järeät ja lehtipuuvaltaiset metsät. Puut eivät saa olla liian tiheässä, koska näkyvyys on metsässä toivottu ominaisuus. Maisemaltaan vetovoimaisimpia ovat metsät, jotka joko ovat suhteellisen luonnontilaisia tai joissa metsänkäsittelyn jäljet eivät ole näkyvissä. Kaiken kaikkiaan nykyiseen metsämaisemaan ollaan tyytyväisiä, mutta metsänkäsittelyn näkyvät jäljet vähentävät kuitenkin selvästi maiseman vetovoimaisuutta. (Anon. 1999; Tyrväinen ym. 2001, 142–144.)

Vaikka ainakin suomalaiset matkailijat pystyvät arvioimaan metsien luonnontilaisuutta jopa hämmästyttävän hyvin, maiseman miellyttävyyden kannalta todellista luonnontilaisuutta olennaisempaa on luonnontilaisuuden vaikutelma, jonka syntymiseksi riittää häiritsevien metsätalouden jälkien puuttuminen (Anon. 1999, 33–35; ks. myös Savolainen ja Kellomäki 1981). Kielteisenä koettuja käsittelyn jälkiä ovat erityisesti hakkuutähteet ja avohakkuut. Avohakkuita pidetään useimmissa tutkimuksissa kaikkein ei-toivotuimpana maisemaominaisuutena. (Karhu ja Kellomäki 1980; Brunson ja Shelby 1992, 39–40; Anon. 1999, 34; Silvennoinen ym. 2002.) Toisaalta myös päinvastaisia tuloksia on olemassa (Tahvanainen ym. 2001, 60). Tulosten eroja voi selittää se, että avohakkuuseen suhtauduttiin myönteisesti tutkimuksessa, jossa kuvan hakkuu oli pienialainen, sovitettu hyvin maisemaan ja hakkuutähteet oli korjattu pois. Myös tutkimusmenetelmä vaikuttaa vastauksiin: avohakkuisiin kuvan perusteella myönteisesti suhtautuneet suh-

tautuvat siihen kuitenkin kirjallisesti kysyttäessä hyvin kielteisesti (Tahvanainen ym. 2001, 63, 66). Vaikuttaa siis siltä, että avohakkuun haitallisuus maisemalle riippuu varsin paljon siitä, miten hakkuu on toteutettu. Avoimet paikat metsässä voivat vaikuttaa maisemaan myös myönteisesti, sillä ne lisäävät reunavyöhykettä, vaihtelevuutta ja näkymiä, joita pidetään maisemassa miellyttävinä tekijöinä (Tahvanainen ym. 2001; Tyrväinen ym. 2001). Näkemykset avohakkuiden kielteisyydestä voivat kuitenkin myös muuttua tulevaisuudessa, sillä nuorimmat vastaajat suhtautuvat niihin selvästi kielteisimmin (Tahvanainen ym. 2001, 60).

Epäsuosittujen metsänkäsittelyn vaiheiden, nuorten metsien ja avohakkuiden, eräs yhteinen kielteinen ominaisuus maiseman kannalta on ”epäsiisteys”. Sama kielteisenä koettu ominaisuus on myös vanhoilla luonnontilaisilla metsillä lahopuun osalta. Tämä koskee etenkin kuusimetsiä, jotka näyttävät hoitamattomana ”ränsistyneemmältä” kuin vahat mäntymetsät (Karjalainen 2001a.). Matkailijoiden maisemapreferenssit voivat siis tietyissä tilanteissa olla myös ristiriidassa luonnon monimuotoisuuden suojelun tai lisäämisen kanssa, vaikka luonnon monimuotoisuuden suojelua toisaalta pidetäänkin yhtenä tärkeimmistä metsän käytön tavoitteista myös virkistysalueilla (Horne ym. 2005). Maiseman merkitys matkailijoille on kuitenkin suurin järvien rannoilla, majoituspaikan lähialueilla ja teiden ja polkujen varsilla, joten maisemanäkökohtien huomioon ottaminen voidaan keskittää näille alueille ja monimuotoisuuden lisääminen toteuttaa matkailun ja virkistymisen kannalta syrjäisemmillä kohteilla (Horne ym. 2005; Tyrväinen ym. 2001, 142).

Metsänkäsittely tukee edellä kuvattujen matkailijatyyppien tavoitteita silloin, kun toimenpiteet lisäävät ympäristön vaihtelevuutta ja esteettisyyttä. Puulajivalikoiman monipuolisuus, lehtipuiden suuri osuus ja suhteellisen runsas alikasvos (jossa näkyvyys kuitenkin säilyy) edistävät näitä tavoitteita (Anon. 1999, 31; Tahvanainen ym. 2001, 60). Pidennetty kiertoaika ja pienipiirteinen uudistaminen rantametsissä, teiden ja polkujen varrella sekä majoituspaikkojen läheisyydessä on myös perusteltua suurten avohakkuiden välttämiseksi. (Anon. 1999, 49.)

7.4.3

Metsä virkistysympäristönä

Metsän miellyttävyyden arvioiminen maisemana vaikuttaa olevan ihmisille helpompaa kuin virkistysympäristön arviointi. Tämä johtuu todennäköisesti siitä, että virkistysarvo riippuu paljon sitä, mitä metsässä ollaan tekemässä. (Tahvanainen ym. 2001, 66.) Se on siis yksilökohtaisempi kuin maisemamieltymykset, joihin vaikuttavat yksilöllisten erojen lisäksi kulttuuriset ja sosiaaliset käsitykset ja joidenkin teorioiden mukaan jopa perimä (Karjalainen 2001b, 163).

Tässä yhteydessä ei ole mahdollista kattaa kaikkia eri metsien virkistyskäyttömuotoja. On olemassa useita virkistysmuotoja, joiden näkökulmasta nykyinen metsätalousmaisema on varsin toimiva, eikä niiden tarpeiden huomioon ottaminen edellytä erityishuomiota metsätaloudessa. Tällaisia ”generalistilajeja” voivat olla esim. moottorikelkkailu. (Metsästystä ja marjastusta tarkastellaan jäljempänä erikseen , koska niissä metsässä keskeistä on maisema- ja virkistysympäristöulottuvuuden lisäksi – tai jopa sijaan – saalislajin saatavuus.) Toisaalta on olemassa käyttäjäryhmiä, joiden mieltymykset poikkeavat ainakin jossain määrin nykymuotoisesta metsätaloudesta. Tällaisia ovat erityisesti ne virkistysmuodot, joissa maisemalla on suuri merkitys, kuten patikointi. Ottamalla huomioon tällaisten ryhmien tarpeita voidaan lisätä metsän monipuolisuutta ja vaihtelevuutta virkistysympäristönä. Vaihtelevuutta pidetään metsässä tärkeänä virkistysympäristön ominaisuutena ylipäätään, minkä lisäksi sitä lisäämällä voidaan tyydyttää useampien eri ryhmien tarpeita.

Monilla käyttäjäryhmillä on kuitenkin myös yhteneväisiä tarpeita metsien käsittelyn suhteen riippumatta siitä, mitä metsässä ollaan tekemässä. Yksi sellainen on helppokulkuisuus (Brunson ja Shelby 1992, Anon. 1999, Tyrväinen ym. 2002, 39). Toimivat polkuverkostot ovat tästä näkökulmasta tärkeitä, ja polkujen säilymiseen tulisi kiinnittää huomiota myös metsien käsittelyssä. Avohakkuiden miellyttävyys virkistysympäristönä voi osaltaan riippua siitä, onko polku hakkuiden jälkeen nähtävissä tai onko hakkuutähteet korjattu pois. Maisemanhoidollisilla harvennuksilla ja taimikonhoidolla voidaan myös helpottaa metsässä liikkumista, erityisesti jos hakkuutähteet korjataan pois. (Brunson ja Shelby 1992, Anon. 1999, 25; Tyrväinen ym. 2002, 39.)

Monsu-ohjelmassa (ks. luku 5) käytettyjen ulkoiluarvo- ja lähimaisema-arvon ennustemallien perustana oleva tutkimus (Pukkala ym. 1988) vastaa hyvin tässä esitettyjen muiden tutkimusten tuloksia. Kuten tämän raportin luvussa *Monitavoitteisen metsäsuunnittelun menetelmiä* (luku 5) todetaan, korkeimmat maisema-arvot saavat suhteellisen harvat, suurikokoisia koivuja, haapoja ja mäntyjä kasvavat metsät. Monsu-ohjelmassa ulkoiluarvo huomioi helppokulkuisuuden, minkä lisäksi se korostaa patikoinnin kaltaisten ulkoilumuotojen tarpeita. Kuten lähimaisema-arvo, myös ulkoiluarvo on parhaimmillaan suhteellisen harvoissa, suuri-

kokoisia lehtipuita ja mäntyä kasvavissa metsissä. Männyn lisääntyminen vaikuttaa ulkoiluarvoon myönteisemmin kuin maisema-arvoon.

Vaikka talousmetsät ovat käyttökelpoisia virkistysalueita ja niiden käsittelyllä voidaan vaikuttaa alueiden vetovoimaisuuteen, talousmetsien pehmeämpi käsittely ei kuitenkaan voi korvata yhtenäisiä suojelualueita matkailulle tärkeinä alueina. Esimerkiksi Tyrväisen ym. (2002, 18-19) kyselyyn vastanneista luontomatkaa suunnittelevista valtaosa aikoi seuraavaksi matkustaa jollekin varsinaiselle virkistysalueelle, kuten kansallispuistoon, retkeilyalueelle tai vaellusreitille. Suurten alueiden vetovoima perustuu yhtenäiseen ja erämaiseen luonnonmaisemaan.

Toinen näkökulma suurten alueiden merkitykseen matkailussa on se, että suuret alueet ovat helpompia tuotteistaa ja markkinoida (Eisto 1997, 135). Yksittäiset maatila- tai luontomatkailuyritykset eivät tutkimuksen mukaan kiinnosta massoja, vaan yritysten tulee verkostoitua laajemman alueen ympärillä (Tyrväinen ym. 2002, 18–19). Kansallispuistojen keskeinen rooli luontomatkailun vetovoimatekijänä (Huhtala ym. 2004) on jopa johtanut siihen, että joitain jo olemassa olevia luonnonsuojelualueita halutaan muuttaa kansallispuistoiksi (esim. Sorsa 2005, 43). Tilannetta kuvaa hyvin myös se, että luonnon virkistyskäytön ja luontomatkailun kehittämissä valtion mailla on päätetty keskittyä lähes yksinomaan suojelualueille ja retkeilyalueille (Aarnio ym. 2004a, 2004 b).

7.4.4 Marjastus ja sienestys

Marjastus ja sienestys on suomalaisille tärkeä metsien käyttömuoto: peräti 87 % suomalaisista poimii marjoja tai sieniä joskus tai usein (Kangas ja Niemeläinen 1995). Marjastus on ulkoiluharrastuksista kolmanneksi suosituin, ja se on maaseudulla suositumpaa kuin kaupungissa (Pouta ja Sievänen 2001, 36–37). Suomen kuudestatoista poimittavasta marjalajista suosituimmat ovat puolukka (*Vaccinium vitis-idae*), mustikka (*Vaccinium myrtillus*) ja lakka (*Rubus chamaemorus*), joiden kokonaissadosta poimitaan noin 10 % (Salo 2001, 23). Itäsuomalaiset ovat keskimääräräistäkin ahkerampia kalastajia, marjastajia ja sienestäjiä (Sievänen ym. 2003, 27). Myös myyntiin poimittujen marjojen merkitys on suurin Itä- ja Pohjois-Suomessa, jossa marjojen poiminta voi olla virkistyksen ja oman käytön lisäksi joillekin merkittävä lisätulo (Kangas ja Naskali 2001, 24).

Metsänkäsittely vaikuttaa marjoihin eri tavoin. Kuivien kankaiden kasvina puolukka hyötyy usein avohakkuiden aiheuttamasta valon ja lämmön lisäyksestä. Se tuottaa avohakkuilla runsaita satoja, kunnes heinät ja muu kasvillisuus vähentävät valon saantia ja tuottoisuus vähenee. (Ihalainen ym. 2002, 19,21; Salo 1995, 130–131.). Tuoreiden kankaiden varjoa suosivana lajina mustikka sen sijaan kärsii päätehakkuista ja maanmuokkauksesta. Harvennushakkuut eivät vaikuta mustikkaan yhtä haitallisesti. (Atlegrim ja Sjöberg 1996b.) Koska mustikka on tärkeä ravintokasvi monelle metsälintulajille kuten metsolle, sen vähenemisellä voi olla vaikutusta myös metsästykseen (ks. seuraava kappale 7.4.5).

Monsu-ohjelman satoennusteet perustuvat asiantuntija-arvioihin, joiden tulokset olivat yhdensuuntaisia maastotutkimusten kanssa (Ihalainen ym. 2002). Männyn tilavuuden kasvu vaikuttaa myönteisesti sekä puolukan että mustikan satoennusteeseen, kun taas lehtipuiden vaikutus on kielteinen. Parhaita mustikkamaita ovat harvat ja iäkkäät rehevät metsiköt, kun taas puolukan sato on parhaimmillaan karuilla kasvupaikoilla, jotka on joko hakattu hiljattain tai valoisissa iäkkäissä metsissä (Ihalainen ym. 2002, s. 19).

Lähes kaksi viidestä suomalaisesta sienestää. Itä-Suomessa sienestäjiä on jopa puolet väestöstä. (Pouta ja Sievänen 2001, 36.) Suomessa on 22 yleisiksi kauppasieniksi hyväksyttyä sienilajia ja kaikkiaan ruokasieninä käytetään noin 30 eri sienilajia (Salo 1995, 136). Suomalaisten arvioidaan keräävän nykyisin noin 4–5 % kauppasienten kokonaissadosta (Salo 2001). Suurin osa ruokasienistä on männyn, kuusen tai koivun mykorritsasieniä. Koska monille sienilajeille kelpaa useampi kuin yksi puulaji, niitä voi löytää useista eri metsätyypeistä.

7.4.5 Metsästys

Metsästys on yksi suosituimmista harrastuksista Suomessa ja maaseudulla tärkeä metsien käyttömuoto: Suomessa on lähes 300 000 metsästäjää (Ilvesviita 2005). Lieksan kaupungissa, johon tämän tutkimuksen tutkimusalue sijoittuu, on riistanhoitoyhdistyksessä peräti 2 200 jäsentä. Metsästykseen kulutetaan Suomessa vuoittain lähes miljardi markkaa. Virkistyksellisen arvon lisäksi metsästyksellä ja eränkäynnillä on Suomessa kulttuurisia arvoja, joiden taloudellista arvoa ei voida arvioida. (Kangas ja Naskali 2001, 20.)

Metsätalouden vaikutus metsästykseen riippuu suuresti metsästettävästä lajista. Saalisarvoltaan tärkein riistaeläin on hirvi (*Alces alces*) (Kangas ja Naskali 2001, 20). Se on hyötynyt voimakkaasti nykyisestä metsätaloudesta, joka on lisännyt taimikoiden ja nuorten metsien määrää. Erityisesti talvilaitumina hirville ovat edullisia tiheät, seka-

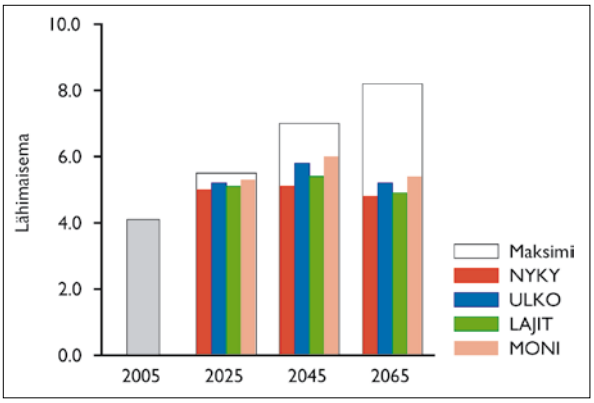
puustoiset metsiköt, joiden keskikorkeus on alle 5 metriä (Kurttila ym. 2002a, 248).

Arvostetuinta metsästäjäkunnan keskuudessa on riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen selvitysten mukaan puolestaan metsäkanalintujahti (Kangas ja Naskali 2001, 20). Teeren (*Tetrao tetrix*) ja metson (*Tetrao urogallus*) kannat ovat Suomessa laskeneet selvästi viimeisen kolmen-neljänkymmenen vuoden aikana (Lindén ja Rajala 1981). Molemmat pariutuvat soitimella ja pesivät maassa. Teeri suosii nuorempia ja avoimempia metsiä kuin vanhoissa metsissä esiintyvä metso. Maiseman pirstoutuminen, vanhan metsän osuuden vähentyminen ja maatalousmaiseman lisääntyminen vaikuttavat molempien lajien pesintämenestykseen, minkä katsotaan johtuvan petopaineen lisääntymisestä (Kurki ym. 2000). Avohakkuut vähentävät myös voimakkaasti mustikan ja sillä elävien hyönteistoukkien esiintymistä harvennuksiin tai vanhaan metsään verrattuna, mikä vaikuttaa metsäkanalintujen poikasten ravinnon saatavuuteen ja sitä kautta kannan kehitykseen (Atlegrim ja Sjöberg 1996a, 1996b). Metsässä tapahtuvien muutosten merkityksellinen mittakaava on kanalintuemon habitaattia selvästi suurempi maisemataso (Kurki ym. 2000, 1992).

7.5 Skenaarioiden vaikutukset virkistykseen ja matkailuun

7.5.1 Skenaarioiden vaikutukset maisemaan ja virkistysympäristöön

Tutkimusalueen **lähimaisema-arvot** paranevat kaikissa skenaarioissa selvästi nykytilaan verrattuna (kuva 7.1). Tämä johtuu puuston tilavuuden kasvusta, nuorten metsien määrän vähenemisestä ja vastaavasti kasvatusikäisten metsien määrän lisääntymisestä, sekä lehtipuiden osuuden kasvusta. Kaikki skenaariot jäävät kuitenkin kauas alueen maksimista. Monsun eri skenaarioille antamien lähimaisema-arvojen väliset erot eivät ole kovin suuria, mutta skenaarioiden välillä on kuitenkin havaittavissa eroavaisuuksia. *Nyky*-skenaarion lähimaisema-arvot ovat heikoimmat kaikilla kausilla muihin skenaarioihin verrattuna, ja ero on suurimmillaan toisella kaudella (2026–2045). Paras lähimaisema-arvo on *moni*-skenaariolla, mutta erot *ulko*-skenaarioon ovat vähäisiä.



Kuva 7.1. Alueen lähimaisema-arvo 2005–2065 eri skenaarioissa.

Figure 7.1. The scenic value of the area in 2005–2065 in the different scenarios

Ulko- ja *moni*-skenaariossa puuston tilavuus on maiseman kannalta edullisin, sillä niissä tukkipuun osuus puuston tilavuudesta on suurin (ks. kuva 6.1A). Myös puuston ikäjakauma on *ulko*- ja *moni* -skenaarioissa maiseman kannalta edullisin, koska yli 80-vuotiaiden metsien osuus on niissä lähes puolet (ks. kuva 6.1C). Varttuvien kehitysasteiden (40-79 v.) merkitys lähimaisemalle riippuu siitä, kuinka tehokkaasti niitä harvennetaan. *Moni*-skenaariossa harvennuksia ei kahdella ensimmäisellä kaudella (2006–2045) juuri tehdä, mikä vähentää selvästi varttuvien metsien lähimaisema-arvoa. Lehtipuiden suuri osuus puustosta on kolmas lähimaiseman kannalta myönteinen tekijä, ja sen kehitys on myönteisintä *moni*-skenaariossa, jossa lehtipuiden (lähinnä raudus- ja hieskoivun) osuus kasvaa lähes kolminkertaiseksi 2005–2065 (ks. kuva 6.1B). Toiseksi myönteisintä lehtipuun määrän kehitys on *ulko*-skenaariossa, ja vähäisintä puolestaan *nyky*-skenaariossa.

Alueen **ulkoiluarvopotentiaalia** on tarkasteltu jo tulosten esittelyn yhteydessä (luku 6.4). Kuten lähimaisema-arvo, ulkoiluarvokin kasvaa 60 vuoden suunnitteluajanjaksona kaikissa skenaarioissa, mutta mikään skenaarioista ei tavoita alueen ulkoiluarvon potentiaalista maksimia (kuva 6.3) Eri skenaarioiden suhteet ovat samat kuin lähimaisema-arvonkin osalta: *moni*-skenaario tuottaa korkeimman ulkoiluarvon kaikilla kolmella suunnittelujaksolla (keskiarvo 85 % maksimien keskiarvosta), *ulko*- ja *laji*-skenaarioiden kolmen kauden keskiarvot ovat lähellä toisinaan (81 % ja 77 %) ja alhaisimmat arvot ovat *nyky*-skenaariossa (73 %).

Sekä lähimaisema- että ulkoiluarvo on suurimmillaan toisella suunnittelukaudella (2045), kun puusto on ehtinyt ikääntyä. Arvojen lasku kolmannella suunnittelukaudella johtuu hakkuiden, etenkin päätehakkuiden, voimakkaasta lisääntymisestä. Hakkuiden takapainotteisuus selittyy

osaltaan nykytilanteesta, eli alueen suuresta nuorten metsien suuresta osuudesta, ja toisaalta *ulko-* ja *moni*-skenaarioissa jatketusta kiertoajasta. Kun tarkastellaan kehitystä vain suojelualueilla (laskettu kuten koko alueen arvot, ks. menetelmät), sekä lähimaisema- että ulkoiluarvo ovat selvästi korkeampia jo lähtötilanteessa kuin alueella keskimäärin. Niiden arvot ovat vuonna 2065 selvästi koko alueen tuloksia korkeammat (lähimaisema 7.2 ja ulkoiluarvo 7.9).

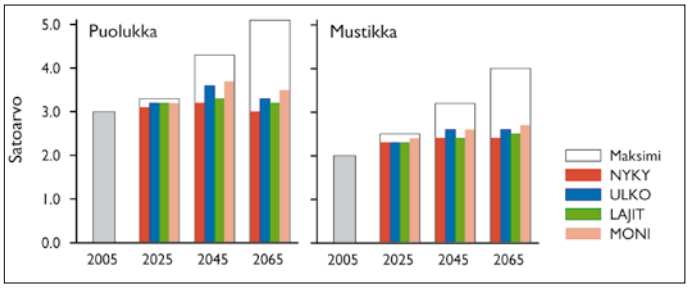
7.5.2

Skenaarioiden vaikutukset marjasatoon, sienisatoon ja metsästykseen

Monsussa **marja- ja sienisatoarviot** lasketaan vain kangasmaille, muuttumille ja turvekankaille. Avosoilla ja ojikoilla arvoksi tulee aina nolla. Keräilytuotteiden ennusteisiin tulee Monsun käyttöohjeen (Pukkala 2004) mukaan suhtautua varauksella ja pitää niitä vain suuntaa antavia, koska mallien laadinta-aineisto on ollut melko vaatimaton. Tiedot Monsun sienisatomalleja varten on koottu sellaisista lähteistä (Jäppinen ym. 1986, Kardell ja Eriksson 1987), joissa sienisatojen lisäksi on ilmoitettu tutkittujen metsikköjen ominaisuudet. Metsiköiden puustotietoja ei ole aina ilmoitettu tarkasti, vaan ainoastaan esimerkiksi kehitysluokan ja iän avulla. Tällaisissa tapauksissa puustotiedot on arvioitu puuston kehityssarjoista. Sienisatoarvio sisältää ainoastaan syötävät sienet.

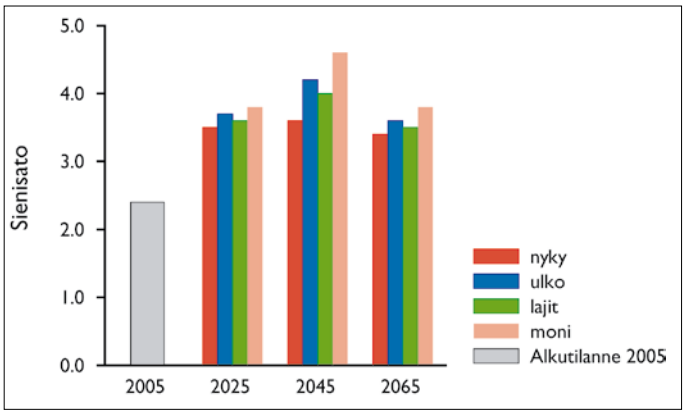
Eri skenaarioiden vaikutukset marja- ja sienisatoon ovat Monsun tulosten perusteella hyvin samansuuntaisia kuin vaikutukset ulkoiluun ja lähimaisemaan. Mustikan (*Vaccinium myrtillus*) ja puolukan (*Vaccinium vitis-idae)* sadot paranevat kaikissa skenaarioissa vuoteen 2005 verrattuna, ja kehitys on myönteisintä *moni-* ja *ulko*-skenaarioissa, joissa painotettiin ulkoiluarvoa (kuva 7.2). *Lajit*-skenaario on sekä puolukan että mustikan osalta näitä selvästi huonompi, mutta kuitenkin parempi kuin *nyky*-skenaario. Puolukan osalta tätä tulosta voidaan pitää jossain määrin yllättävänä, sillä sen ajatellaan usein hyötyvän nykyisestä metsätaloudesta. Kummankin marjan osalta satoennuste jää selvästi alueen potentiaalista maksimia alemmaksi. Sienten osalta tilanne paranee kaikissa skenaarioissa, eniten kuitenkin *moni-* ja *ulko*-skenaarioissa. Skenaarioiden erot ovat suurimmillaan toisella kaudella (2045), jolloin puusto on ehtinyt ikääntyä (kuva 7.3).

Metson (*Tetrao urogallus*) kannalta skenaarioiden erot vaikuttavat vähäisiltä, koska puuston merkitys metsikkötasolla ei ole yhtä merkityksellinen tekijä kuin maisematason muutokset. Lisäksi harvennusten laatu on niiden määrää olennaisempi



Kuva 7.2. Mustikan ja puolukan satoennuste 2005–2065.

Figure 7.2. Predicted yield of blueberry and lingonberry in 2005–2065 in the different scenarios.

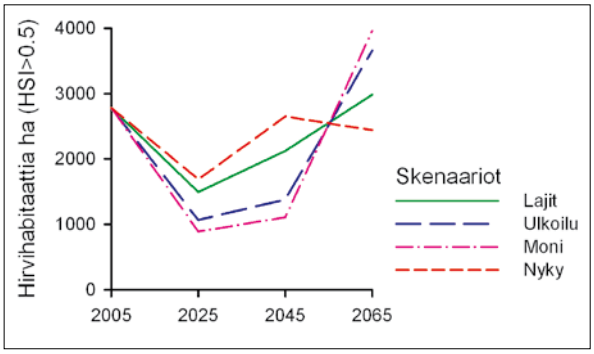


Kuva 7.3. Ruokasienten satoennuste 2005–2065.

Figure 7.3. Predicted yield of edible mushrooms in 2005–2065 in the different scenarios.

tekijä. Harvennusten vaikutus riippuu siitä, kuinka ne toteutetaan, eikä skenaarioiden välillä ole tässä suhteessa oletettu olevan eroja. *Nyky*-skenaario on kuitenkin vaihtoehdoista metson kannalta epäedullisin, koska puuston ikäjakauma on nuorin ja suojaa tuottavan lahopuun määrä pienin. *Laji*-skenaario on puolestaan samoilla perusteilla ja metsän tiheyden suhteen paras vaihtoehto. *Moni*-skenaario on lahopuun ja puuston ikäjakauman suhteen edullisin. (Harto Lindén asiantuntija-arvio 2.2.2006)

Hirvelle (*Alces alces*) **sopivan habitaatin** kehityksessä skenaarioiden vaikutus on sen sijaan lähes päinvastainen kuin kaikkien muiden luontomatkailuun ja virkistykseen liittyvien muuttujien kehitys (kuva 7. 4). Habitaatin määrä laskee ensimmäisellä kaudella kaikissa skenaarioissa. Vuoteen 2045 asti kehitys on hirven ruokamaiden osalta myönteisintä *nyky*-skenaariossa, vaikka siinäkin ruokamaiden määrä laskee ensimmäisellä tuotantokaudella (-39 %). *Ulko-* ja *moni*-skenaarioissa ruokamaiden vähennys on huomattavasti rajumpaa, *moni*-skenaariossa -68 % nykytilanteesta vuonna 2025, ja ruokamaat alkavat lisääntyä vasta kolmannella suunnittelukaudella. Vuonna 2065 nämä skenaariot tuottavat kuitenkin parhaan tilanteen hirven ruokamaiden suhteen ja ylittävät vuoden 2005 tason 32–43 %:lla.



Kuva 7.4. Hirven ruokamaiden määrän kehitys eri skenaarioissa 2005–2065.

Figure 7.4. The amount of suitable foraging areas for elk in 2005–2065 in the different scenarios.

7.6

Skenaarioiden sosiaalisten vaikutusten pohdintaa

Skenaarioiden vaikutukset tutkimuksessa tarkasteluihin sosiaalisten vaikutusten kannalta keskeisiin muuttujiin on koottu yhteenvetotaulukkoon (taulukko 7.2). Kuten esitetyistä tuloksista ja taulukosta käy ilmi, matkailun ja virkistyksen osalta ulkoiluarvoa, lähimaisemaa ja keräilytuotteita koskevat tulokset ovat samansuuntaisia. Kaikkien näiden muuttujien arvot ovat parhaat *ulko-* ja *moni*-skenaarioissa. Toisaalta alueen nykyisestä suuresta nuorten metsien osuudesta seuraa, että jokainen skenaario tarkoittaa parannusta nykytilaan verrattuna.

Suurin merkitys skenaarioiden välisissä eroissa näyttäisi olevan sillä, kuinka suuri painoarvo taloudellisille tavoitteille (puuntuotannolle) annetaan. Kun puuntuotannon painoarvoa lasketaan 0.5:stä 0.3.een (*moni*-skenaario), saavat ulkoilu-, lähimaisema- ja keräilytuotteet korkeammat arvot kuin *ulko*-skenaariossa, jossa virkistyskäytön painoarvo on suurempi kuin *moni*-skenaariossa. Ulkoiluarvo ja habitaattien määrä näyttäisivät siis olevan ainakin osittain toisiaan täydentäviä tuotoksia. Myös suojelualueiden alueen keskiarvoa selvästi korkeammat lähimaisema- ja ulkoiluarvot kertovat luonnonsuojelun ja näiden sosiaalisten tavoitteiden yhdensuuntaisuudesta.

Talousmetsien käsittelyssä yhdensuuntaisuus pätee kuitenkin vain tiettyyn pisteeseen asti, sillä ulkoiluarvo on suurempi *ulko*-skenaariossa kuin *laji*-skenaariossa. Puuntuotannon eri tasoilla ulkoiluarvon ja tyyppilajien habitaatin määrän välillä vallitsee siis toisaalta myös kilpailutilanne: ulkoiluarvon lisääminen vähentää tyyppilajien habitaatin määrää. Esimerkiksi puuntuotannon arvon ollessa 22–26 milj. €, ulkoiluarvon maksimointi vähentää tyyppilajien habitaatin määrän alle 75 %:iin potentiaalista (kuva 6.8). Samasta kilpailevuudesta kertoo myös *ulko*-skenaarion 'vähäinen' tyyppilajin habitaatin määrä verrattuna *laji*-skenaarioon. Erot selittyvät sillä, että *laji*-skenaariossa vältetään harvennushakkuita, jotka ovat maiseman ja ulkoiluarvon kannalta parempia kuin päätehakkuut.

Toisaalta samat skenaariot, jotka ovat edullisimpia ulkoiluarvolle, lähimaisemalle ja keräilytuotteille, ovat epäedullisimpia hirven ruokamaiden suhteen. Sama pätee metsätalouden työllisyyteen ainakin ensimmäisen suunnittelukauden osalta.

Eri suuntiin kehittyvät muuttujat kertovat siitä, että ei ole olemassa yhtä sosiaalista tavoitetta, vaikutusta tai toivottavaa kehityksen suuntaa. Sosiaalisten vaikutusten arviointi kertoo sen, mitä kustakin skenaariosta todennäköisesti voi seura-

Taulukko 7.2. Yhteenvetotaulukko skenaarioiden vaikutuksesta tarkasteltuihin sosiaalisiin muuttujiin asteikolla lievä (+/-), kohtalainen (++/--) tai voimakas (+++/----) kielteinen tai myönteinen vaikutus. Taulukko on yksinkertaistus tuloksista, jotka on kuvattu yksityiskohtaisemmin tekstissä.

Table 7.2. Summary of the impacts of the scenarios on the assessed social indicators on the scale of slight (+/-), moderate (++/--) or significant (+++/---) positive or negative impact.

SKENAARIO Muuttuja	NYKY	ULKO	LAJIT	MONI
Metsätalouden työllisyys	+++	-/++ [1]	-/++ [1]	- - -/++ [1]
Metsän lähimaisema-arvo	+	++	+	+++
Metsä virkistysympäristönä (ulkoiluarvo)	++	+++	++	+++
Puolukkasato	0	++	+	++
Mustikkasato	+	++	+	++
Sienisato	+	++	+	++
Kanalintumetsästyksen mahdollisuudet	-	+	++	++
Hirvestysmahdollisuudet	- -/0 [1]	- - -/++ [1]	- -/+ [1]	- - -/++ [1]

[1] suuria eroja kausien välillä

ta eri muuttujien osalta, mutta se ei kerro, miten näitä muuttujia tulisi arvottaa suhteessa toisiinsa tai eri skenaarioiden välillä. Esimerkiksi puuntuotannon työllistävyys paranee toisella tuotantokaudella nykytilanteeseen verrattuna kaikissa skenaarioissa, mutta ei yhtä paljon. Tulos ei kerro, tuleeko työllistävyyden kehitystä tarkasteltaessa painottaa skenaarion suhdetta nykytilaan vai toisiin skenaarioihin.

Vaikutusten arviointia vaikeuttaa edelleen se, että sosiaaliset vaikutukset eivät ole irrallaan taloudellisista tai ekologisista vaikutuksista. Vaihtoehtojen taloudellisilla vaikutuksilla on omat sosiaalisia vaikutuksensa, ja luonnon monimuotoisuuden suojelu voi olla metsien virkistyskäyttäjille yhtä keskeinen tavoite metsien käytössä kuin alueen maisema- tai ulkoiluarvon ylläpitäminen (ks. esim. Horne ym. 2005).

Kuten luvussa 7.1 todettiin, vaikutusten jakaantuminen eri väestöryhmien välillä on keskeinen arvioitava tekijä SVA:ssa. Tässä tutkimuksessa esitettyjen metsänkäyttöskenaarioiden sosiaaliset vaikutukset kohdistuisivat todennäköisesti eri tavoilla eri ihmisryhmiin ja kyliin. Luontomatkailuun tähän mennessä syntyneet työpaikat Lieksassa eivät ole kaikelta osin syntyneet sinne, mistä esimerkiksi puuntuotannon työpaikat ovat kadonneet. Myös ammattivaatimukset matkailussa ja metsätaloudessa ovat hyvin erilaiset. (Raitio ja Rannikko 2006.) Tällä perusteella voisi ajatella, että *ulko-* ja *moni*-skenaarioiden vaikutukset olisivat kielteisiä metsätaloudesta riippuvissa kylissä tutkimusalueen lähellä. Toisaalta metsätyön merkitys näiden kylien ylläpitäjänä on jo lähes romahtanut, kun Metsähallitus on koneellistanut hakkuut eikä ole vuosiin palkannut uusia metsureita (ks. Rannikko, luku 2 ja Raitio ja Rannikko 2006). Ei siis ole itsestään selvää, auttaisiko metsätalouden työllistävyys näitä kyliä, eli mikä skenaario olisi kylien kehityksen kannalta myönteisin.

Muuttujissa ilmenevien erojen sosiaalinen vaikutus riippuu olennaisesti siitä, missä tarkasteltava metsäalue sijaitsee. Metsätalouden vaikutuksilla metsästykseen on suurempi merkitys maaseudulla kuin taajamien lähimetsissä ja vaikutuksella sienestykseen on suurempi merkitys Itä- kuin Länsi-Suomessa. Luontomatkailun kannalta tärkeiden metsän ominaisuuksien painottamisen sosiaaliset vaikutukset riippuvat puolestaan monesta muusta tekijästä kuin vain talousmetsien käsittelystä. Lieksan kaupungin rooli matkailun kehittämisessä, mahdollisten yrittäjien kiinnostus panostaa luontomatkailuun sekä kansallispuistojen hyödyntäminen osana luontomatkailun strategiaa vaikuttavat olennaisesti siihen, millaisia sosiaalisia vaikutuksia *ulko-* tai *moni*-skenaarion valitsemisella olisi. Sosiaalisten vaikutusten arvioinnissa on tärkeää ottaa huomioon kulloinkin tarkasteltavana olevan alueen ominaispiirteet. Tuloksia ei niiden paikkasidonnaisuuden takia voi myöskään yleistää yksiselitteisesti paikasta toiseen.

Haastatteluaineisto

Tutkimushanketta varten haastateltiin Metsähallituksen metsätalouden ja luontopalvelujen edustajia Lieksassa ja Kuopiossa keväällä 2005. Haastattelujen lisäksi metsätalouden edustajilta pyydettiin asiantuntija-arviot metsien käyttöskenaarioiden vaikutuksiin metsätalouden työllistävyydessä.

8 Yhdistetyn lajistonsuojelun, metsätalouden ja virkistyskäytön tulevaisuus: analyysi tuloksista ja menetelmän rajoitteista

General analysis of results and critical assumptions in the study

Olli-Pekka Tikkanen, Jukka Matero ja Jari Kouki

8.1

Johtopäätökset tuloksista

Tehokkaita puuntuotannon, virkistyskäytön ja lajien suojelun tuotosyhdistelmiä kuvaava tuotantomahdollisuuksien rajapinta (kuva 6.5) osoittaa, että alueen talousmetsien käsittelyä muuttamalla voidaan lisätä merkittävästi koko alueen tyyppilajien habitaattia ja ulkoiluarvoa alentamatta oleellisesti puuntuotannon arvoa. Tyyppilajien habitaatin määrän lisääminen (lajiarvo) 89 %:iin tai ulkoiluarvon kasvattaminen 81 %:iin alueen potentiaalista (*laji-* ja *ulko*-skenaariot, ks. luku 5 ja 7) on suhteellisen halpaa aiheuttaen ainoastaan 6 % pudotuksen talousmetsien puuntuotannon arvossa. Vasta tämän jälkeen alkavat vaihtoehtoiskustannukset kohota voimakkaasti.

Skenaariotarkastelujen perusteella lahopuusta riippuvaisten tyyppilajien habitaatin määrää lisätään kustannustehokkaasti pääasiassa vähentämällä ja/tai lykkäämällä nuorten metsien harvennushakkuita (kuva 6.2B). Ensiharvennusten ja harvennusten pinta-ala on (48 ja 24 %) pienempi *laji*-skenaariossa kuin NYKY-skenaariossa. Vastaavasti päätehakkuita viivästytetään *laji*-skenaariossa 841 hehtaarin osalta, mutta kaiken kaikkiaan niitä on vain 5 % (339 ha) vähemmän kuin NYKY-skenaariossa. Tämä viittaa siihen, että nuorten metsien harvennuksista luopuminen ja puuston kasvattaminen niin tiheänä, että itseharvenemisraja ylittyy (Kellomäki ja Nevalainen 1983), olisi kustannustehokkaampi vaihtoehto lahopuun lisäämiseksi talousmetsissä kuin pelkkä kiertoajan pidentäminen 20–40 vuodella. Näin etenkin, jos varttuneiden metsien elävän puuston tilavuus on hakkuiden seurauksena oleellisesti pienempi kuin, mitä kasvuolosuhteet mahdollistaisivat ja täten kilpailu ja kuolleisuus ja niitä seuraava lahopuun muodostus vähäistä.

Myös muissa tutkimuksissa kiertoajan pidentäminen on havaittu kalliiksi ratkaisuksi lisätä lahopuun määrää (Ranius ja Kindvall 2004, Ranius ym. 2005). Toisaalta useissa taloudellisissa monimuotoisuuden ja puun yhteistuotantomalleissa ei ole huomioitu harvennuksia lainkaan (Tahvonen 2004, Juutinen 2005, Zhou ja Gong 2005, Koskela ym. 2007ab) tai harvennusten aikaistamisen on oletettu olevan vanhan metsän lajien kannalta eduksi (Calkin ym. 2002, Lichtenstein ja Montgomery 2003). Harvennusohjelman muuttamisen kustannustehokkuutta lahopuun lisäämisen kannalta ei tiettävästi ole aiemmin analysoitu, mutta esimerkiksi Siitonen (2005) esittää tätä yhtenä vaihtoehtona lahopuusta riippuvaisten lajien elinolosuhteiden parantamiseksi talousmetsissä. Nykyisten alueekologisten suunnitelmien keinovalikoimista se kuitenkin vielä puuttuu (esim. Metsähallituksen Lieksan alue-ekologinen suunnitelma, Räsänen ym. 2000). Kustannusten arvioinnin kannalta on tietenkin oleellisen tärkeätä, että harvennusten lykkäämisen puuntuotannolliset vaikutukset (erityisesti puuston järeytymisen kannalta) kyetään mallintamaan simuloinneissa riittävän luotettavasti. Lisäksi on huomioitava, että *laji*-skenaariossa lahopuuta ja tyyppilajien habitaattia tuotetaan sekä harvennuksista luopumalla että kiertoaikaa pidentämällä ja pienessä määrin myös hakkuista kokonaan pidättäytymällä. Tehokas ja taloudellinen lopputulos savutetaankin ainoastaan eri keinoja yhdistelemällä.

Järeää lahopuuta vaativien tyyppilajien habitaatin määrää ei kuitenkaan pystytty lisäämään tässä tutkimuksessa käytössä olleilla keinoilla. Näitten vaateliaina pidettyjen ja monesti uhanalaiskategoriassa korkealle sijoittuvien lajien suojelu on metsälajien suojelun suurimpia haasteita. Paitsi että kyseiset lajit ovat erityisen vaateliaita voi myös simulaatioissa käyttämämme mallit olla järeän lahopuun syntymisen suhteen virheellisiä (asiasta tarkemmin kohdassa 8.2). Jonssonin ym. (2006) tutkimuksessa talousmetsien järeää lahopuuta pystyttiin lisäämään eniten pidentämällä kiertoaikaa 50 %, mutta täydellinen rauhoitus oli silti kaikilla alueilla kustannustehokkaampi keino ainakin silloin, kun käsittelymuutoksen aiheuttamaa viivettä lahopuumäärien lisäyksiin ei otettu huomioon.

Käyttämämme korjuukustannusmalli ja erityisesti korjuukustannusten suuruus pienillä hakkuukertymillä saattaa korostaa harvennusten lykkäämisen edullisuutta, vaikka suhteellisen korkea 4 %:n korkokanta toisaalta suosii voimakkaita ja aikaisia harvennuksia (ks. Hyytiäinen ja Tahvonen 2002). Johtopäätökset saattaisivat muuttua oleellisesti, jos harvennushakkuissa olisi mahdollista jättää osa hakkuukertymästä lahopuuna metsään.

Kun tavoitellaan lajien suojelun optimaalisia ratkaisuja, on mahdollista, että jotkut lajit myös kärsivät, jos lajien elinympäristöjä ei voida samanaikaisesti ja taloudellisesti ylläpitää seudulla. Metsälajien osalta mahdollisia ristiriitatilanteita voisi syntyä esim. paahdelajien ja sulkeutuneiden metsien lajien elinympäristöjen turvaamisessa. Tulostemme perusteella mikään yksittäinen tyyppilaji ei kuitenkaan selvästi kärsinyt koko lajijoukon habitaatin (lajiarvon) maksimoinnista. Koko lajijoukon potentiaalista pystyttiin toteuttamaan tällä tavoin keskimäärin 94 %. Puuttuva 6 % kertoo pienestä tyyppilajien välisestä vaihtoehtoiskustannuksesta (tai kilpailusta). Mahdollisia vaihtoehtoiskustannuksia (mahdollista kilpailua) aiheuttavat kasvatettavan puulajin valinta ja pienilmastotekijät. Näistä jälkimmäisellä lienee suurempi vaikutus siihen, ettei alueen habitaattipotentiaali toteudu täydellisesti. Tähän viittaa se, että ne tyyppilajit, joiden habitaatin määrä jäi kauimmaksi yhden tyyppilajin teoreettisesta maksimista alueen lajiarvoa maksimoitaessa (luku 5.6, lajien paino w = 1 kaavassa 5), suosivat pääasiassa paisteista pienilmastoa (t-pohjantyppyjäärä, t-vyöpiiloseppä ja t-vyösepäkäs). Varjolajeista ainoastaan yksi lahoa lehtipuuta suosiva varjolaji jäi kauas maksimista (t-varjojäkälä, tuloksia ei ilmoitettu).

Tyyppilajien välisten vaihtoehtoiskustannusten pieni osuus (välisen kilpailun vähäisyys) merkitsee, että tietyillä metsänkäsittelytoimenpiteillä tuotetaan samanaikaisesti useiden (eri ryhmien) lajien vaatimia rakennepiirteitä eikä käytetyillä simulointiohjeilla esimerkiksi pysty- ja maapuun tai eri lahoasteiden tuotantoa voida erottaa toisistaan siten, että niitä tuotettaisiin erilaisilla käsittelytoimenpiteillä. Tämä on luonnollista, koska kyseessä on puun yhden ja saman kuolemisprosessin eri vaiheet. Mallialueen talousmetsien kasvupaikkojen yksipuolisuus voi osaltaan vaikuttaa siihen, että suuria puulajien välisiä vaihtoehtoiskustannuksia (välistä kilpailua) ei havaittu tyyppilajien habitaatin tuotannon kohdalla.

Tutkimuksemme perusteella tyyppilajien HSI:en käyttö näyttäisi soveltuvan tehokkaiden suojeluratkaisujen etsimiseen paremmin kuin lahopuun kokonaismäärän maksimointi. Tyyppilajien habitaattia (ja puuntuotantoa) painottaen kyettiin lisäämään lahopuusta riippuvaisten lajien keskimääräistä habitaatin määrää huomattavasti tehokkaammin kuin lahopuun määrää (ja puuntuotantoa) painottamalla (tähän tulokseen liittyy kuitenkin suurta menetelmällistä epävarmuutta; ks. 8.2.2). Yhtenä syynä lahopuun määrään perustuvan optimoinnin tehottomaan tulokseen voi olla se, että tällöin lahopuun määrä leviää isommalle alueelle eivätkä tyyppilajien habitaattivaatimukset täyty kuviotasolla. Lisäksi syntynyt lahopuu saattaa olla yksipuolista. Koska lahopuun määrän lisäksi myös sen monipuolisuus on erittäin tärkeää lahopuusta riippuvaisen lajiston esiintymisen kannalta (Similä ym. 2003), soveltuu lahopuun kokonaismäärä yksinään huonosti metsäsuunnittelun tavoitteeksi (Hynynen ym. 2005, Ranius ym. 2005).

Alueen virkistyskäyttöarvon lisääminen näyttäisi aiheuttavan suuremmat puuntuotannolliset kustannukset kuin vastaava lahopuusta riippuvaisen lajiston suojelun lisääminen. Ulkoiluarvon ollessa maksimissaan puuntuotannon arvo oli 41 % pienempi kuin lajiarvon maksimissa. Tämä johtuu siitä, että ulkoiluarvon kasvattaminen perustuu lajiarvoa enemmän päätehakkuiden viivästyttämiseen eli kiertoajan pidentämiseen. Lisäksi ulkoiluarvon ja lajiarvon välillä näyttäisi olevan kilpailua, sillä ulkoiluarvossa tapahtuu pudotus lajiarvon ylittäessä 92 %:n rajan. Tämä vaihtoehtoiskustannus (kilpailutilanne) syntynee siitä, että nuorten ”ylitiheiden” metsien, joissa syntyy runsaasti lahopuuta, ulkoiluarvo on pieni.

8.2

Käytetyn menetelmän analyysi

8.2.1

Alueen edustavuus:

Tämän tutkimuksen tulokset pätevät suoraan ainoastaan mallialuetta vastaavilla alueilla, joissa metsien ikäjakauma on painottunut nuoriin ikäluokkiin ja joissa vanhoja luonnontilaisia tai sen kaltaisia metsiä on vähän suojelualueiden ulkopuolella. Tämän kaltaisia alueita löytyy paljon Itä-Suomen valtionmailta. Esimerkiksi mallialueen talousmetsien nykyinen ikäluokkajakauma ja suojelualueiden osuus metsämaasta on sama kuin keskimäärin Lieksan valtionmailla (Räsänen ym. 2000). Eteläisempien alueiden osalta mallin antamien ennusteiden luotettavuus on jo selvästi hieman epävarmempaa, sillä siellä metsien ikärakenne ja kasvupaikkajakauma voi poiketa suuresti mallialueestamme. Suunnittelualueen metsätyyppijakauma ja metsien käsittelyhistoria (ikärakenne ja luonnontilaisuus) vaikuttavat oleellisesti alueen habitaattipotentiaaliin lyhyellä (<20 vuotta) ja keskipitkällä aikavälillä (<60 vuotta). Lisäksi on muistettava, että ne uhanalaiset metsälajit, joita emme pystyneet sitomaan puustotunnuksiin, jäivät tämän tarkastelun ulkopuolelle. Tämän lajijoukon suojelun kustannusvaikutus on siten tuntematon. Tuloksiamme ei voi suoraan soveltaa muille alueille senkään vuoksi, että analyysien lähtökohtana on uhanalaisten lajien levinneisyys ja potentiaalinen esiintyminen tarkastelualueella. Tutkimuksessamme lajijoukko rajattiin vain niihin lajeihin, jotka levinneisyysalueensa puolesta voivat esiintyä Kitsin alueella. Mikäli menetelmäämme ja tuloksiamme sovelletaan muille alueille, tulee analyysissa mukana olevia lajeja vähentää tai lisätä vastaavasti. Tämä saattaa muuttaa esim. kustannusvaikutuksia merkittävällä tavalla.

8.2.2

Ennustemallit ja simuloinnin rajoitteet

MONSUun lisäämiemme mallien avulla laskemamme tuotantomahdollisuuksien pinta ja skenaariotarkastelut antavat suuntaviivan sille, miten metsien monikäyttöä voisi kehittää kustannustehokkaasti. Koska monia mallien yksityiskohtia ei ole pääsääntöisesti varmennettu empiirisellä aineistolla lainkaan, tulee mallin antamien ennusteiden yksityiskohtiin suhtautua varauksella.

Vastaavanlaisia tutkimuksia ei ole tehty aiemmin, joten myös vertailu aiempiin tuloksiin on vaikeaa. Metsähallituksen alueelleen teettämä hakkuusuunnite vuosille 2003–2006 antaa kuitenkin yhden vertailupisteen. MELA-laskelman perusteella mallialueen vuosittainen hakkuukertymä (16 874 m^3) on käytännössä sama kuin MONSUn ensimmäisen suunnittelukauden hakkuukertymän vuosikeskiarvo (16 938 m^3). Talousmetsien puuntuotannon arviointi onkin ehkä mallin tarkin ominaisuus, sillä sitä on kehitetty ja kontrolloitu eniten olemassa olevan empiirisen aineiston avulla.

Luonnonmetsien ja taloudellisesti optimaalisen kiertoajan ylittäneiden metsien kehityksen ennustamiseen liittyy enemmän epävarmuutta kuin laskelmiin puuntuotannosta, sillä olemassa olevat metsien kasvumallit perustuvat pääasiassa alle 120-vuotiaissa metsiköissä tehtyihin mittauksiin. Lisäksi mäntyjen keloutumisprosessille ei ole mallia. Mäntyvaltaisissa luonnonmetsissä jopa 50 % kuolleesta puusta on pystypuuta (ks. kappale 4.2.1), josta arvattavasti hyvin suuri osa on keloja (tarkat tiedot kelojen osuudesta kuolleesta puustossa puuttuvat). Kelot ovat kuitenkin keskeinen elementti luonnontilaisessa metsässä, jolla on merkitystä uhanalaisille lajeille (Niemelä ym. 2002). **Yksi ennusteiden suurimmista epävarmuustekijöistä liittyykin käytettyihin puiden kuolemismalleihin, mutta maapuiden lahoamisnopeuden arviota voidaan pitää suhteellisen luotettavana, sillä eri tutkimusten arviot lahoamisnopeuksista ovat lähellä toisiaan** (Hytteborn ja Packham 1987, Tarasov ja Birdsey 2001, Yatskov ym. 2003). Käytettyä lahoamisnopeusmallia voisi kehittää realistisemmaksi lisäämällä siihen lahoamisnopeuden vaihtelua kuvaavan vakion (Kruys ym. 2002). On myös huomattava, että lahoamisnopeuden mallit kuvaavat puun tiheyden muutosta ajan funktiona. Empiiriseen aineistoon perustuvaa mallia lahopuun tilavuuden muutoksesta (Mäkinen ym. 2006) ei ollut tätä tutkimusta tehtäessä käytössä ja MONSUn käyttämä lahopuun tilavuuden laskutapa aliarvioi erityisesti pitkälle lahonneen puun (lahoaste 4 ja 5) määrän. Tiheyteen perustuva määrän arvio aiheuttaa keskimäärin 40–50 % virheen lahopuun kokonaistilavuudessa, jos lahopuun jakauma eri lahoasteiden kesken on tasainen (laskettu Harmon ym. 2000, tulosten pohjalta).

Lahopuun syntymiseen ja häviämiseen talousmetsissä liittyy tekijöitä, joita ei sisältynyt MONSUn simulointimalleihin. Säästöpuiden kuolleisuus on ilmeisesti todellisuudessa melko suuri (Esseen 1994, Jari Kouki julkaisemattomat aineistot), vaikka simulaatioissa säästöpuiden kuolleisuus näytti olevan hyvin pientä (tuloksia ei esitetty). Toisaalta myös hakkuiden ja maan muokkauksen yhteydessä tapahtuvaa lahopuun tuhoutumista kuvaavat mallit puuttuivat simulaatioista (Hautala ym. 2004).

Simulointiin sisältyi myös joukko rajoitteita, kuten ennallistamismahdollisuuden sekä säästöpuiden määrän ja harvennusvoimakkuuden vaihtelun puuttuminen, joiden poistaminen voi mahdollisesti parantaa kustannustehokkaasti lahopuusta riippuvaisten lajien elinolosuhteita talousmetsissä. Toisaalta myös puuntuotannon tehostamista on rajoitettu estämällä hakkuut luonnonsuojelualueilla sekä MH:n alue-ekologisien suunnitelman luontokohteilla ja edellyttämällä säästöpuiden jättämistä kaikilla yli 1 ha:n avohakkuualoilla. Näiden rajoitteiden poistaminen oli tämän tutkimuksen aikataulun kannalta mahdotonta, mutta tulevaisuudessa se mahdollistaisi tarkemman metsien vaihtoehtoisten ”tuotteiden” tuotannon eriyttämisen tai yhteistuotannon tehokkuuden analysoinnin.

Simuloinnissa käytetty 60 vuoden jakso on MONSUn pisin mahdollinen suunnittelujakso. Tämä osoittautui liian lyhyeksi metsän luontaisen dynamiikan näkökulmasta katsottuna, koska suunnittelujakson aikana ei ehtinyt syntyä pitkälle lahonnutta järeää lahopuuta emmekä pystyneet analysoimaan siitä riippuvaisen lajiston suojelukustannuksia tarpeeksi hyvin. Lyhyeen simulointiaikaan liittyy tavallaan myös se ongelma, ettemme tässä pysty arvioimaan, miten uhanalaisten lajien habitaatin määrä ja virkistysarvo kehittyvät simulointijakson jälkeen. Jäävän puuston ja lahopuun tilavuus talousmetsissä on kuitenkin etenkin *ulko-*, *laji-* ja *moni*-skenaarioissa joka tapauksessa oleellisesti suurempi vuonna 2065 kuin vuonna 2005, mikä viittaisi siihen, että lajiston suojelun ja virkistyskäytön mahdollisuudet myös vuoden 2065 jälkeen ovat paljon nykyistä paremmat.

8.2.3 Optimointi ja tavoitteiden muotoilu

Ulkoilu- ja lajiarvoa koskevat tavoitteet rajoittuivat ainoastaan 60 vuoden simulointijaksolle, eikä niihin sisältynyt diskonttausta. Ulkoilu- ja lajiarvon ajallista kehitystä arvostettiin mallissamme siten ihan eri tavalla kuin puunmyyntitulojen kohdalla.

Lajiarvotavoitteen muodostamiseksi metsiköt luokiteltiin alun perin jatkuvien habitaatin soveltuvuusindeksien avulla kahteen luokkaan: sopivat ja ei-sopivat metsiköt. Tällöin vain sellaisilla lahopuumäärän lisäyksillä on merkitystä, jotka muuttavat metsikön ei-sopivasta sopivaksi. Jos sopivan habitaatin kynnysarvoa ei tunneta täsmällisesti, luokittelusta voi aiheutua informaatiohävikkiä tai virheiden ’kasaantumista’ (error propagation) (esim. Store ja Kangas 2001).

Elinympäristöjen pirstoutumisen on esitetty heikentävän populaatioiden säilymisen todennäköisyyttä etenkin huonon leviämiskyvyn omaavien lajien kohdalla. Lisäksi, samasta syystä, monien lahopuusta riippuvaisten lajien populaatioiden säilyminen voi edellyttää elinympäristön pysyvyyttä esimerkiksi pitkän lahopuujatkumon muodossa (Stokland 2001). Asiantuntijoille esitetyssä lomakkeessa uhanalaisten lajien habitaattivaatimuksista kysyttiin myös tietoa lajien leviämiskyvystä, mutta yli puolet asiantuntijoista ei halunnut esittää tästä mitään arviota. **Pirstoutumisen, lahopuujatkumon ja lajien leviämiskyvyn merkityksen oikeaa mittakaavaa onkin nykytiedoin vaikeaa, ellei mahdotonta arvioida (Jonsson ym. 2005) eikä niitä siis tässäkään tutkimuksessa pystytty juurikaan ottamaan huomioon. Tämä saattaa olla merkittävä rajoite tulosten luotettavuudessa ja joka tapauksessa se vaatii syvällisempää tietoa lajien ekologisista erityisvaatimuksista.**

Suojelualueiden ja talousmetsissä tehtävien elinympäristöä parantavien toimenpiteiden keskittäminen on todennäköisesti kuitenkin sekä ekologisesti että ekonomisesti järkevää. Tämä on jo mahdollista nykyisillä suunnitteluohjelmilla esimerkiksi keskittäen korkean HSI:n omaavat metsäkuviot spatiaalisen autokorrelaation avulla (Kurttila ym. 2002a). Spatiaalisten tavoitteiden käyttö olisi kuitenkin ollut hankalaa ja vaikeasti perusteltavissa, koska asiantuntija-arvioiden perusteella ei spatiaalisia asioita voitu HSI-arvoihin perustellusti sisällyttää. Dispersaalin, kolonisaatioiden ja muiden vastaavien spatiaalisuuteen liittyvien seikkojen arviointi jää hankkeen aineiston rajoitteiden vuoksi harmillisen vähälle huomiolle. Jatkotutkimuksissa ja etenkin isommilla suunnittelualueilla spatiaalisten tavoitteiden käyttöä tulisi tutkia ja kehittää. Niiden osalta ongelma ja haasteet liittyvät etenkin ekologisen tiedon – esimerkiksi lajien dispersaalikyvyn arvioinnin – parantamiseen. Laskennalliset mahdollisuudet näyttävät olevan selvästi paremmin tunnettuja jo nyt.

Korostamme kuitenkin, että uhanalaisten lajien habitaatin sijainnin tarkoituksellinen nopea vaihtelu maisemassa on riskialtista, koska siihen liittyy aina paikallinen sukupuutto ja kolonisaation epäonnistumisen mahdollisuus. Täten habitaatin pysyvyyttä on oletusarvoisesti tavoiteltava. Jatkumon merkitystä painotettiin HSI:n laskentakaavassa, jossa metsikön edellisellä kaudella saama HSI:n arvo vaikutti nykyiseen HSI:n arvoon (*jatkumo*-tekijä). Tiedon karttuessa lajien leviämiskyvystä jatkotutkimuksissa *jatkumo*-tekijän merkitystä HSI:n arvolle eri lajiryhmien kohdalla on syytä tarkastella uudestaan. Esimerkiksi paisteisia elinympäristöjä suosivat, lahopuusta riippuvaiset kovakuoriaiset voivat olla hyvinkin tehokkaita kolonisoijia, mikäli sopivaa lahopuuta on riittävästi

tarjolla maisematasolla (vertaa palolajit). Toisaalta kosteaa pienilmastoa vaativat lajit ovat voineet sopeutua vakaaseen elinympäristöön ja olla todella huonoja kolonisoimaan uusia habitaattilaikkuja. Erityisen ongelman elinympäristöjen vaihtuvuus ja dynamiikka asettaa silloin, kun luontaisen metsäsukession myötä lajille tärkeä elinympäristön piirre uhkaa suojelualueilta hävitä (esim. Kouki ym. 2004). Näiden lajien ja elinympäristöjen osalta mallien spatio-temporaalista näkökulmaa tulisi parantaa.

8.3

Menetelmän soveltamismahdollisuudet

Puutteellistakin mallia voidaan käyttää uusien ratkaisujen etsimisessä sekä päätöksenteon apuna vertailtaessa eri metsänkäyttösuunnitelmien paremmuutta ja se voi tarjota sellaisia näkökulmia, joita esimerkiksi staattisen metsäkuvan analysoinnista ei nähdä. (Pennanen ja Kuuluvainen 2002). Esimerkiksi kustannustehokkuuslaskelmia pidetään yhtenä keskeisenä osa-alueena, joka tulisi sisällyttää Metsähallituksen alue-ekologisesta suunnittelun. Esittämämme HSI-malleilla paranneltu menetelmä tarjoaa MH:n alue-ekologiseen suunnitteluun mm. riippumattoman arviointiryhmän (Helsinki Consulting Group 2001, ks. myös Pitkänen ym. 1999) kaipaamia työkaluja ekologisten, taloudellisten ja sosiaalisten panosten vaihtoehtoiskustannusten arviointiin. Tähänastiset alue-ekologisen suunnittelun ja yleisemminkin metsien suojelun vaikutuslaskelmat ovat keskittyneet pitkälti niiden puuntuotannollisen vaikutuksen arviointiin. Sen sijaan sitä, miten paljon ekologista vaikuttavuutta uusilla hoitokäytännöillä ja suojelualueverkostolla on, on vain harvoin ja yleensä yksittäisten lajien kohdalla pystytty arvioimaan. Kattava, kaikki uhanalaiset lajit ja suojelualueet sekä talousmetsät samanaikaisesti huomioon ottava tarkastelu on myös metsiensuojelun vaikuttavuuden ja kustannustehokkuuden kannalta keskeinen.

KIRJALLISUUS

Aarnio, M., Berghäll, J. ja Vauramo, A. 2004a. Metsähallituksen yhteiskunnallisten retkeilypalveluiden kehittämissuunnitelma maa- ja metsätalousministeriölle. Diaari nro 3343/52/2004. Metsähallitus, Vantaa. 74 s.

--- 2004b. Metsähallituksen luonnonsuojelualueiden virkistys- ja luontomatkailukäytön edellytysten parantaminen – kehittämissuunnitelma ympäristöministeriölle. Diaari nro 3516/530/2004. Metsähallitus, Vantaa. 77 s.

Ahnlund, H. ja Lindhe, A. 1992. Hotade vedinsekter I barrskogslandskapet – några synpunkter utifrån studier av sörmländska brandfält, hällmarker och hyggen. Entomologiska Tidskrift 113: 13–23.

Andersson, M., Sallnäs, O. ja Carlsson, M. 2006. A landscape perspective on differentiated management for production of timber and nature conservation values. Forest Policy and Economics 9: 153–161.

Anonyymi 1999. Maisema yritystoiminnassa ja maaseudun elinvoimaisuuden ylläpitäjänä. Loppuraportti. Joensuun yliopisto, metsätieteellinen tiedekunta.

Anonyymi 2000. Metsien suojelun tarve Etelä-Suomessa ja Pohjanmaalla. Etelä-Suomen ja Pohjanmaan metsien suojelun tarve -työryhmän mietintö. Suomen ympäristö 437: 1–284.

Anonyymi 2001. Pohjois-Karjalan metsäohjelma 2001–2005. Metsäkeskus Pohjois-Karjala. 84 s.

Anonyymi 2002a. Etelä-Suomen, Oulun läänin länsiosan ja Lapin läänin lounaisosan metsien monimuotoisuuden turvaamisen toimintaohjelma. Suomen ympäristö 583. Ympäristöministeriö, Helsinki. 56 s.

Anonyymi 2002b. Ohjelma luonnon virkistyskäytön ja luontomatkailun kehittämiseksi. 2002. Suomen ympäristö 535. Ympäristöministeriö, Helsinki. 48 s.

Anonyymi 2002c. Metsien suojelun luokittelun ja tilastoinnin yhtenäistämistyöryhmä. Helsinki, Maa ja metsätalousministeriö, Helsinki 73 s.

Anonyymi 2003. Kylä nousee tuhkasta. Kertomus Hattuvaaran seudun vaiheista 1900-luvulla. Hattuvaaran Kyläyhdistys Ry, Lieksa. 249 s.

Arponen, A., Heikkinen, R. K., Thomas, C. D. ja Moilanen, A. 2005. The Value of Biodiversity in Reserve Selection: Representation, Species Weighting, and Benefit Functions. Conservation Biology 19: 2009–2014.

Atlegrim, O. ja Sjöberg, K. 1996a. Response of bilberry (*Vaccinium myrtillus*) to clear-cutting and single-tree selection harvests in uneven-aged boreal *Picea abies* forests. Forest Ecology and Management 86: 39–50.

Atlegrim, O. ja Sjöberg, K. 1996b. Effects of clear-cutting and single tree selection harvests on herbivorous insect larvae feeding on bilberry (*Vaccinium myrtillus*) in uneven-aged boreal *Picea abies* forests. Forest Ecology and Management 87: 139–148.

Beckley, T. M. ja Burkosky, T. M. 1999. Social indicator approaches to assessing and monitoring forest community sustainability. Canadian Forest Service, Northern Forestry Centre, Information Report NOR-X-360, Edmonton. 13 s.

Berg, B. ja Staaf, H. 1980. Decomposition rate and chemical changes of Scots pine needle litter. 1. Influence of stand age. Ecological Bulletins 32: 363–372.

Berg, S. ja Karjalainen, T. 2003. Comparison of greenhouse gas emissions from forest operations in Finland and Sweden. Forestry 76: 271–284.

Bettinger, P., Sessions, J. ja Boston, K. 1997. Using tabu search to schedule timber harvests subject to spatial wildlife goals for big game. Ecological Modelling 42: 111–123.

Bolkesjø, T. F., Trømborg, E. ja Solberg, B. 2005. Increasing forest conservation in Norway: consequences for timber and forest products markets. Environmental & Resource Economics 31: 96-115.

Boscolo, M. ja Vincent, J. R. 2003. Nonconvexities in the production of timber, biodiversity, and carbon sequestration. Journal of Environmental Economics and Management 46: 251–268.

Brown, J. G. M. ja Shogren, J. F. 1998. Economics of the Endangered Species Act. Journal of Economic Perspectives 12: 3–20.

Brunson, M.W. ja Shelby, B. 1992. Assessing recreational and scenic beauty: how does "new forestry" rate? Journal of Forestry 90: 37–41.

Buckley, D.S., Isebrands, J.G. ja Sharik, T.L. 1999: Practical field methods of estimating canopy cover, PAR, and LAI in Michigan oak and pine stands. Northern Journal of Applied Forestry 16: 25–32.

Burdge, R.J. ja Vanclay, F. 2004. Sosiaalisten vaikutusten arvioinnin käytäntö ja tulevaisuus. Teoksessa: Sairinen, R. ja Kohl, J. (toim.) Ihminen ja ympäristön muutos. Sosiaalisten vaikutusten arvioinnin teoriaa ja käytäntöjä. Yhdyskuntasuunnittelun tutkimus- ja koulutuskeskuksen julkaisuja B 87: 41–65.

Cabeza, M. 2003. Spatial population dynamics in reserve-network design. Academic dissertation. April 2003. University of Helsinki, Department of Ecology and Systematics, Division of Population Biology, Faculty of Science.

Calkin, D. E., Montgomery, C. A., Schumaker, N. H., Polasky, S., Arthur, J. L. ja Nalle, D. J. 2002. Developing a production possibility set of wildlife species persistence and timber harvest value. Canadian Journal of Forest Research 32: 1329–1342.

Chomitz, K. M., Thomas, T. S. ja Brandao, A. S. 2004. Creating markets for habitat conservation when habitats are heterogeneous. World Bank Policy Research Working Paper 3429: 1–34.

Dietz, T. 2004. Teoria ja metodi sosiaalisten vaikutusten arvioinnissa. Teoksessa: Sairinen, R. ja Kohl, J. (toim.) Ihminen ja ympäristön muutos. Sosiaalisten vaikutusten arvioinnin teoriaa ja käytäntöjä. Yhdyskuntasuunnittelun tutkimus- ja koulutuskeskuksen julkaisuja B 87: 66–83.

Dowsland, K. A. 1993. Simulated Annealing. Teoksessa: Reeves, C. R. (toim). Modern heuristic techniques for combinatorial problems. John Wiley & Sons, New York. s. 20–69.

Eisto, I. 1997. Koskisodasta metsärauhaan? Teoksessa: Rannikko, P. ja Schuurman, N. (toim.). Elämisen taika taigalla. Ihminen ja luonto Pohjois-Karjalan biosfäärialueella. Joensuun yliopisto, Karjalan tutkimuslaitoksen julkaisuja 120: 109–138.

Eisto, I. 2003. Ruunaan retkeilyalueen kävijät ja paikallistaloudelliset vaikutukset. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja, Sarja A No 143: 1–75.

Esseen, P. -A. 1994. Tree mortality patterns after experimental fragmentation of an old-growth conifer forest. Biological Conservation 68: 19–28.

Gustavsson, L., Sathre, R. ja Pingoud, K. 2005. Carbon dioxide balance of wood substitution: comparing concrete- and wood-framed buildings. IEA Bioenergy T38: 1–6.

Hautala, H., Jalonen, J., Laaka-Lindberg, S. ja Vanha-Majamaa, I. 2004. Impacts of retention felling on coarse woody debris (CWD) in mature boreal spruce forests in Finland. Biodiversity and Conservation 13: 1541–1554.
Harmon, M. E., Krankina, O. N. ja Sexton, J. 2000. Decomposition vectors: a new approach to estimating woody detritus decomposition dynamics. Canadian Journal of Forest Research 30: 76–84.
Harrison, S. ja Bruna, E. 1999. Habitat fragmentation and large-scale conservation: what do we know for sure? Ecography 22: 225–232.
Heinonen, T. ja Pukkala, T. 2004. A comparison of one- and two-compartment neighbourhoods in heuristic search with spatial forest management goals. Silva Fennica 38: 319–332.
Helsinki Consulting Group 2001. Metsähallituksen alue-ekologinen suunnittelu: Arviointi ja kehittämissuositukset. Raportti, Helsinki Consulting Group Oy Ltd., 107 s.
Hildén, M., Tahvonen, O., Valsta, L., Otsamo, E., Niininen, I., Leppänen, J. ja Herkiä, L. 1998. Natura 2000 -verkoston vaikutusten arviointi. Suomen ympäristö 201: 1–90.
Hoehn, J. P., Lupi, F. ja Kaplowitz, M. D. 2003. Untying a Lancastrian bundle: valuing ecosystems and ecosystem services for wetland mitigation. Journal of Environmental Management 68: 263-272.
Horne, P., Boxall, P. C. ja Adamowicz, W. L. 2005. Multiple-use management of forest recreation sites: a spatially explicit choice experiment. Forest Ecology and Management 207: 189–199.
Hottola, J. 2003. Kääpäyhteisön rakenne suhteessa lahopuuston rakenteeseen Vaara-Karjalan ja Kuhmon sekä Venäjän Karjalan metsissä. Pro gradu-tutkielma, Biologian laitos, Oulun yliopisto, 113 s.
Huhtala, M., Takku. A., Pouta, E. ja Ovaskainen, V. 2004. Matkakohteen valintaan vaikuttavat tekijät Pohjois-Suomen retkeily- ja hiihtomatkoilla. Terra 116(4): 241–253.
Hynynen, J. 1993. Self-thinning models for even-aged stands of *Pinus sylvestris, Picea abies* and *Betula pendula*. Scandinavian Journal of Forest Research 8: 326-336.
Hynynen, J., Ojansuu, R., Hökkä, H., Siipilehto, J., Salminen, H. ja Haapala, P. 2002. Models for predicting stand development in MELA System. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 835: 1–116.
Hynynen, J., Ahtikoski, A., Siitonen, J., Sievänen, R. ja Liski, J. 2005. Applying the MOTTI simulator to analyse the effects of alternative management schedules on timber and non-timber production. Forest Ecology and Management 207: 5–18.
Hytteborn, H. ja Packham, J. R. 1987. Decay rate of *Picea abies* logs and storm tap theory: a re-examination of Sernander plot III, Fiby urskog, central Sweden. Arboricultural Journal 11: 299–311.
Hytönen, M. (toim.) 1998. Social sustainability of forestry in the Baltic Sea Region. The Finnish Forest Research Institute, Research Papers 704: 1–354.
Hytönen, M. 2001. Metsätalouden sosiaalisen kestävyyden käsite Suomessa ja maailmalla. Teoksessa: Kangas, J. ja Kokko, A. (toim.). Metsän eri käyttömuotojen arvottaminen ja yhteensovittaminen. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 800.
Hyytiäinen, K. ja Tahvonen, O. 2002. Economics of forest thinnings and rotation periods for Finnish conifer cultures. Scandinavian Journal of Forest Research 17: 274–288.
Hänninen, R., Penttilä, R., Punttila, P. ja Sievänen, T. 2006. Suojelualueet. Teoksessa: P. Horne, T. Koskela, M. Kuusinen, A. Otsamo ja K. Syrjänen: Metson jäljillä – Etelä-Suomen metsien monimuotoisuusohjelman tutkimusraportti.. Helsinki, Maa- ja metsätalousministeriö, ympäristöministeriö, Metsäntutkimuslaitos, Suomen ympäristökeskus: sivut 16–39.
Ihalainen, M., Alho, J., Kolehmainen, O. ja Pukkala, T. 2002. Expert models for bilberry and cowberry yields in Finnish forests. Forest Ecology and Management 157: 15–22.
Ilvesviita, P. 2005. Paaluraudoista kotkansuojeluun. Suomalainen metsästyspolitiikka 1865-1993. Sosiologian väitöskirja. Lapin yliopisto, Yhteiskuntatieteiden tiedekunta. 361 s.
Jonsson, B. G., Kruys, N. ja Ranius, T. 2005. Ecology of species living on dead wood – lessons for dead wood management. Silva Fennica 39: 289–309.
Jonsson, M., Ranius, T., Ekvall, H., Bostedt, G., Dahlberg, A., Ehnström, B., Nordén, B. ja Stokland, J. N. 2006. Cost-effectiveness of silvicultural measures to increase substrate availability for red-listed wood living organisms in Norway spruce forests. Biological Conservation 127: 443–462.
Jumppanen, J., Kurttila, M., Pukkala, T. ja Uuttera, J. 2003. Spatial harvest scheduling approach for areas involving multiple ownership. Forest Policy and Economics 5: 27–38.
Junninen, K., Similä, M., Kouki, J. ja Kotiranta, H. 2006. Assemblages of wood inhabiting fungi along the gradients of succession and naturalness in boreal pine dominated forests in Fennoscandia. Ecography 29: 75–83.
Juurola, M. ja Karppinen, H. 2003. Sosiaalinen kestävyys ja metsien käyttö. Metsätieteen aikakauskirja 2/2003: 129–142.
Juutinen, A. ja Mönkkönen, M. 2004. Testing alternative indicators for biodiversity conservation in old-growth boreal forests: ecology and economics. Ecological Economics 50: 35–48.
Juutinen, A., Mäntymaa, E. Mönkkönen, M. ja Salmi, S. 2004. A Cost-Efficient Approach to Selecting Forest Stands for Conserving Species: A Case Study from Northern Fennoscandia. Forest Science 50: 527–539.
Juutinen, A. 2005. Socially Optimal Biodiversity Conservation in Forestry: An Application of the Hartman Rotation Model. Paper presented in Second Faustman Symposium, Baton Rouge, Lousiana, USA. April 21–22, 2005.
Juutinen, A., Mönkkönen, M. ja Sippola, A. 2006. Cost-efficiency of Decaying Wood as a Surrogate for Overall Species Richness in Boreal Forests. Conservation Biology 20: 74–84.
Jäppinen, J-P., Hotanen, J-P. ja Salo, K. 1986. Marja- ja sienisadot ja niiden suhde metsikkötunnuksiin mustikka- ja puolukkatyypin kankailla Ilomantsissa vuosina 1982–1984. Folia Forestalia 670: 1–25.
Kangas, J. ja Niemeläinen, P. 1995. Kansalaismielipide Suomen metsistä ja niiden hoidosta ja käytöstä. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 561.
Kangas, J. ja Naskali, A. 2001. Metsän käyttö ja merkitys nykyään Suomessa. Teoksessa: Kangas, J. ja Kokko, A. (toim.). Metsän eri käyttömuotojen arvottaminen ja yhteensovittaminen. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 800: 18–30.
Kangas, J. ja Store, R. 2002. Socioecological landscape planning: an approach to multi-functional forest management. Silva Fennica 36: 867–871.
Kardell, L. ja Eriksson, L. 1987. Kremlor, riskor, soppar. Skogsbruksmetodernas inverkan på productionen av matsvampar. Sveriges Skogsvårsförbunds Tidskrift (2): 3–23.

Karhu, I. ja Kellomäki, S. 1980. Väestön mielipiteet metsänhoidon vaikutuksista maisemakuvaan Puolangan kunnassa. Silva Fennica 14: 409–428.
Karjalainen, T., Kellomäki, S. ja Pussinen, A. 1994. Role of wood-based products in absorbing atmospheric carbon. Silva Fennica 28: 67–80.
Karjalainen, E. 2001a. Metsänhoitovaihtoehtojen arvostus ulkoilualueilla. Teoksessa: Kangas, J. ja Kokko, A. (toim.). Metsän eri käyttömuotojen arvottaminen ja yhteensovittaminen. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 800: 183–185.
Karjalainen, E. 2001b. Maiseman havaitseminen, arviointi ja kokeminen. Teoksessa: Kangas, J. ja Kokko, A. (toim.). Metsän eri käyttömuotojen arvottaminen ja yhteensovittaminen. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 800: 161–169.
Kellomäki S. 1984. Metsätaloudellinen ympäristönhoito. Silva Carelica 1.
Kellomäki, S. ja Nevalainen, T. 1983. Näkökohtia puuston tiheyden ja puiden koon välisestä suhteesta. Silva Fennica 17: 389–402.
Kirkpatrick, S., Gelatt, C. D. Jr. ja Vecchi, M. P. 1983. Optimization by Simulated Annealing. Science 220: 671–680.
Kniivilä, M. 2004. Contingent valuation and cost-benefit analysis of nature conservation: a case study in North Karelia, Finland. Joensuun yliopisto, Metsätieteellinen tiedekunta. Tiedonantoja 157: 1–69.
Kniivilä, M., Ovaskainen, V. ja Saastamoinen, O. 2002. Costs and benefits of forest conservation: regional and local comparisons in Eastern Finland. Journal of Forest Economics 8: 131–150.
Koivula, E. ja Saastamoinen, O. (toim.) 2005. Näkökulmia luontomatkailuun ja sen tulevaisuuteen. Joensuun yliopiston metsätieteellisen tiedekunnan tiedonantoja 165.
Koskela, E., Ollikainen, M. ja Pukkala, T. 2007a. Biodiversity conservation in commercial boreal forestry: optimal rotation age and volume of retention. Forest Science (painossa).
Koskela, E., Ollikainen, M. ja Pukkala, T. 2007b. Biodiversity policies in commercial boreal forests: optimal design of subsidy and tax combinations. Forest Policy and Economics (painossa).
Kouki, J., Arnold, K. ja Martikainen, P. 2004. Long-term persistence of aspen – a key host for many threatened species – is endangered in old-growth conservation areas in Finland. Journal for Nature Conservation 12: 41–52.
Kruys, N., Jonsson, B.G. ja Ståhl, G. 2002. A stage-based matrix model for decay-class dynamics of woody debris. Ecological Applications 12: 773–781.
Kurki, S., Nikula, A., Helle, E. ja Lindén, H. 2000. Landscape fragmentation and forest effects on grouse breeding success in boreal forests. Ecology 81: 1985–1997.
Kurttila, M., Pukkala, T. ja Loikkanen, J. 2002a. The performance of alternative spatial objective types in forest planning calculations: a case for flying squirrel and moose. Forest Ecology and Management 166: 245–260.
Kurttila, M., Uuttera, J., Mykrä, S., Kurki, S. ja Pukkala, T. 2002b. Decreasing the fragmentation of old forests in landscapes involving multiple ownership in Finland: economic, social and ecological consequences. Forest Ecology and Management 166: 69–84.
Kurttila, M., Pykäläinen, J. ja Leskinen, L. A. 2005. Metsäluonnon monimuotoisuuden yhteistoimintaverkostot ja yksityismetsien aluetason metsäsuunnittelu. Metsätieteen aikakauskirja 1/2005: 33–49.
Kuuluvainen, T., Syrjänen, K. ja Kalliola, R. 1998. Structure of a pristine *Picea abies* forest in northeastern Europe. Journal of Vegetation Science 9: 563–574.
Laakso, T. 2003. Erilainen savotta. Tutkimus metsien biologisen monimuotoisuuden sääntelystä Suomen ja Ruotsin metsälainsäädännössä. Julkaisussa: Miettinen, T. (toim.). Metsäoikeudellisia tutkielmia I. Joensuun yliopiston oikeustieteellisiä julkaisuja 4: 7–116.
Laasasenaho, J. 1982. Taper curve and volume equations for pine spruce and birch. Communicationes Instituti Forestalis Fenniae 108: 1–74.
Laitinen, J., Kemppi, E., Pitkänen, E., Herranen, P., Ikonen, M., Lipponen, H., Pirinen, T., Salmi, J., Sundman, R., Tikkanen, V., Tuhkalainen, K., Turunen, S. ja Väisänen, J. 2000. Itä-Suomen luonnonvarasuunnitelma. Metsähallituksen metsätalouden julkaisuja 33: 1–91.
Larson, M. A., Thompson, F. R. III, Millspaugh, J. J., Dijak, W. D. ja Shifley, S. R. 2004: Linking population viability, habitat suitability and landscape simulation models for conservation planning. Ecological Modeling 180: 103–118.
Lichtenstein, M. E. ja Montgomery, C. A. 2003. Biodiversity and Timber in the Coast Range of Oregon: Inside the Production Possibility Frontier. Land Economics 79: 56–73.
Lindén, H. ja Rajala, P. 1981. Fluctuations and long-term trends in the relative densities of tetraonid populations in Finland. Finnish Game Research 39: 13–34.
Lindén, M. ja Uusivuori, J. 2002. Econometric analysis of forest conservation: the Finnish experience. Environment and Development Economics 7: 281–297.
Linder, P. 1998. Structural changes in two virgin boreal forests stands in central Sweden over 72 years. Scandinavian Journal of Forest Research 13: 451–461.
Martikainen, P. 2000. Effects of forest management on beetle diversity, with implications for species conservation and forest protection. MMT-väitöskirja, Metsätieteellinen tiedekunta, Joensuun yliopisto, 26 s. + liitteet.
Martikainen, P. 2001. Conservation of threatened saproxylic beetles: significance of retained aspen *Populus tremula* on clearcut areas. Ecological Bulletins 49: 205–218.
Martikainen, P., Siitonen, J., Punttila, P., Kaila, L. ja Rauh, J. 2000. Species richness of Coleoptera in mature managed and old-growth boreal forests in southern Finland. Biological Conservation 94: 199–209.
Mayer, A. L., Kauppi, P. E., Angelstam, P. K., Zhang, Y. ja Tikka, P. M. 2005. Importing Timber, Exporting Ecological Impact. Science 308: 359–360.
McCarter, J. B., Wilson, J. S., Baker, P. J., Moffet, J. L. ja Oliver, C. D. 1998. Landscape management through integration of existing tools and emerging technologies. Journal of Forestry 96: 19–23.
Michael, J. A. 2003. Efficient habitat protection with diverse landowners and fragmented landscapes. Environmental Science and Policy 6: 243–251.
Montgomery, C. A., Pollak, R. A., Freemark, K. ja White, D. 1999. Pricing biodiversity. Journal of Environmental Economics and Management 38: 1–19.
Mustonen, E. ja Niskanen, E. 1992. Vuotos-hankkeen yhteiskuntataloudellinen kannattavuus. VATT, Keskustelualoitteita 27: 1–49.

Mykrä, S. ja Kurki, S. 1998. ESC-strategy for rational operationalisation of forest biodiversity maintenance in Finland. Silva Fennica 32: 389–399.
Mäki, P., Lindén, M. ja Uusivuori, J. 1997. Metsien suojelu ja käyttörajoitukset ja niiden vaikutukset puumarkkinoilla. Pellervon taloudellinen tutkimuslaitos. Raportteja ja artikkeleita n:o 152: 1–66.
Mäkinen, H., Hynynen, J., Siitonen, J. ja Sievänen, R. 2006. Predicting the decomposition of scots pine, norway spruce, and birch stems in Finland. Ecological Applications 16: 1865–1879.
Nalle, D. J., Montgomery, C. A, Arthur, J. L., Polasky, S. ja Schumaker, N. H. 2004. Modeling joint production of wildlife and timber. Journal of Environmental Economics and Management 48: 997–1017.
Nalle, D. J., Arthur, J. L. ja Montgomery, C. A. 2005. Economic impacts of adjacency and green-up constraints on timber production at a landscape scale. Journal of Forest Economics 10: 189–205.
Niemelä, T., Wallenius, T. ja Kotiranta, H. 2002. The kelo tree, a vanishing substrate of specified wood-inhabiting fungi. Polish Botanical Journal 47: 91–101.
Nyyssönen, A. ja Mielikäinen, K. 1978. Metsikön kasvun arviointi. Acta Forestalia Fennica 163: 1–40.
Oksa, J. 1993. The benign encounter: the Great Move and the role of the state in Finnish forests. Teoksessa: Banuri, T. ja Margelin F. A. (toim.). Who Will Save the Forests? Zed Books, London & New Jersey. s. 114–141.
Ojansuu, R., Hynynen J., Koivunen J. ja Luoma P. 1991. Luonnonprosessit metsälaskelmassa (MELA) - Metsä 2000 -versio. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 385: 1–59.
Oravuo, A. 1994. Vanhojen metsien suojeluohjelman vaikutus metsurien työllisyyteen. Esimerkki Pohjois-Karjalasta. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja Nro 560, Helsinki. 29 s.
Ovaskainen, O. 2002. Long-term persistence of species and the SLOSS problem. Journal of Theoretical Biology 218: 419–433.
Ovaskainen, V., Horne, P., Pouta, E. ja Sievänen, T. 2002. Luonnon virkistyskäytön taloudellinen arvo ja taloudelliset vaikutukset. Metsätieteen aikakauskirja 1/2002: 59–65.
Pennanen, J. ja Kuuluvainen, T. 2002. A spatial simulation approach to natural forest landscape dynamics in boreal Fennoscandia. Forest Ecology and Management 164: 157–175.
Penttilä, R., Siitonen, J. ja Kuusinen, M. 2004. Polypore diversity in managed and old-growth boreal *Picea abies* forests in southern Finland. Biological Conservation 117: 271–283.
Petersen, A. K. ja Solberg, B. 2004. Greenhouse gas emissions and costs over the life cycle of wood and alternative flooring materials. Climatic Change 64: 143–167.
Perez-Garcia, J. M. 1995. Global Economic and Land Use Consequences of North American Timberland Withdrawals. Journal of Forestry 93: 34–38.
Pitkänen, E., Eisto, K., Toivanen, A., Kammonen, A. ja Mustonen, S. 1998. Valtimon alue-ekologinen suunnitelma. Metsähallituksen metsätalouden julkaisuja 18.
Pouta, E. ja Sievänen, T. 2001. Luonnon virkistyskäytön kysyntätutkimuksen tulokset – Kuinka suomalaiset ulkoilevat. Teoksessa: Sievänen, T. (toim.) Luonnon virkistyskäyttö 2000. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 802: 32–51.
Pukkala, T. 1994. Metsäsuunnittelun perusteet. Gummerus kirjapaino Oy. Jyväskylä. 242 s.
Pukkala, T. 2002a. Multiobjective Forest Planning. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht. 207 s.
Pukkala, T. 2002b. Measuring non-wood forest outputs in numerical forest planning. A review of Finnish research. Julkaisussa: Pukkala, T. (toim.). Multi-objective forest planning. Kluwer Academic Publishers. Ss. 173–207.
Pukkala, T. 2004. MONSU-metsäsuunnitteluohjelmisto. Versio 4. Ohjelmiston toiminta ja käyttö. 75 s.
Pukkala, T. ja Kangas, J. 1993. A heuristic optimization method for forest planning and decision making. Scandinavian Journal of Forest Research 8: 560–570.
Pukkala, T., Kellomäki, S. ja Mustonen, E. 1988. Prediction of the amenity of a tree stand. Joensuun yliopisto. Scandinavian Journal of Forest Research 3: 533–544.
Pukkala, T., Nuutinen, T. ja Kangas, J. 1995. Integrating scenic and recreational ameneties into numerical forest planning. Landscape and Urban Planning 32: 185–195.
Raitio, K. ja Rannikko, P. 2006. Metsien käyttö ja paikallisyhteisö: Metsähallituksen roolin muuttuminen Lieksassa. Metsätieteen aikakauskirja 2/2006: 271–292.
Ranius, T. ja Kindvall, O. 2004. Modelling the amount of coarse woody debris produced by the new biodiversity-oriented silvicultural practices in Sweden. Biological Conservation 119: 51–59.
Ranius, T., Ekvall, H., Jonsson, M. ja Bostedt, G. 2005. Cost-efficiency of measures to increase the amount of coarse woody debris in managed Norway spruce forests. Forest Ecology and Management 206: 119–133.
Rannikko, P. 1987. Metsätalous ja kylä. Suurmetsätalouden vaikutus maaseudun asutusrakenteeseen 1900-luvulla. Joensuun yliopisto, Karjalan tutkimuslaitoksen julkaisuja 81: 1–85.
Rannikko, P. 1989. Metsätyö-pienviljelykylä. Tutkimus erään yhdyskuntatyypin noususta ja tuhosta. Joensuun yliopiston yhteiskuntatieteellisiä julkaisuja 12: 1–114.
Rannikko, P. 1997a. From Functional to Symbolic Local Community. A Case Study of a Forest Village in Eastern Finland. Research in Community Sociology 7: 223–246.
Rannikko, P. 1997b. Eläjänä elonkehän reunalla. Teoksessa: Rannikko, P. ja Schuurman, N. (toim.). Elämisen taika taigalla. Ihminen ja luonto Pohjois-Karjalan biosfäärialueella. Joensuun yliopisto, Karjalan tutkimuslaitoksen julkaisuja 120: 141–162.
Rassi, P., Alanen, A., Kanerva, T. ja Mannerkoski, I. (toim.) 2001. Suomen lajien uhanalaisuus 2000. Ympäristöministeriö ja Suomen ympäristökeskus, Helsinki, 432 s.
Rimmi, M. 1988. Kylätoiminta kansalaisaktiivisuutena. Joensuun yliopisto, Karjalan tutkimuslaitoksen julkaisuja 87: 1–85.
Rouvinen, S. 2002: Amount, diversity and spatio-temporal availability of dead wood in old forests in boreal Fennoscandia. Väitöskirja, Metsätieteellinen tiedekunta, Joensuun yliopisto, 53 s. + liitteet.
Räsänen, H., Eisto, K., Hupli, H., Ikonen, M., Kokkonen, A., Martin, T., Sundman, R. ja Timonen, K. 2000. Lieksan alue-ekologinen suunnitelma. Metsähallitus, 82 s.
Saarelainen, A. 2004. Lieksa idän ja lännen rajamailla. Teoksessa: Saarelainen, A. (toim.). Hukan hännän mitalla. Rajaseudun historiaa Lieksasta. Lieksan kansalaisopisto, Lieksa. s. 13–245.
Saastamoinen, O. ja Lipitsäinen, S. (toim.) 1998. Social Sustainability and the Taiga Model Forest. Proceedings of the workshop held in Joensuu, Finland, December 1997. University of Joensuu, Faculty of Forestry, Research Notes 84: 1–104.

Sairinen, R. ja Kohl, J. 2004. Sosiaalisten vaikutusten arviointi – tavoitteista konkreettiseen sisältöön. Teoksessa: Sairinen, R. ja Kohl, J. (toim.) Ihminen ja ympäristön muutos. Sosiaalisten vaikutusten arvioinnin teoriaa ja käytäntöjä. Yhdyskuntasuunnittelun tutkimus- ja koulutuskeskuksen julkaisuja B 87: 9–40.
Salo, K. 2001. Satoennusteita seuraamalla poimija tietää, milloin marjat ovat kypsiä poimittavaksi. Teoksessa: Kangas, J. ja Kokko, A. (toim.). Metsän eri käyttömuotojen arvottaminen ja yhteensovittaminen. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 800: 22–23.
Savolainen, R. ja Kellomäki, S. 1981. Scenic value of forest landscape. Acta Forestalia Fennica 170: 1–75.
Sedjo, R. 1995. Local logging: global effects. Journal of Forestry 93: 25–28.
Sievänen, T. , Pouta, E. ja Neuvonen, M. 2003. Luonnon virkistyskäyttö maakunnittain. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 885.
Siitonen, J. 1994. Lahopuu ja lahottajasienet kovakuoriaisten elinympäristönä. Luonnon Tutkija 98: 180–185.
Siitonen, J., Martikainen, P., Punttila, P. ja Rauh, J. 2000. Coarse woody debris and stand characteristics in mature managed and old-growth boreal mesic forests in southern Finland. Forest Ecology and Management 128: 211–225.
Siitonen, J. 2005. Metsän kasvatus ja monimuotoisuus. Teoksessa: Hynynen, J., Valkonen, S. ja Rantala, S. (toim.) Tuottava metsänkasvatus. Metsäkustannus Oy, s. 134–147.
Silvennoinen, H., Pukkala, T. ja Tahvanainen, L. 2002. Effects of Cuttings on the Scenic Beauty of a Tree Stand. Scandinavian Journal of Forest Research 17: 263–273.
Similä, M., Kouki, J., Martikainen, P. ja Uotila, A. 2002a. Conservation of beetles in boreal pine forests: the effects of forest age and naturalness on species assemblages. Biological Conservation 106: 19–27.
Similä, M., Kouki, J., Mönkkönen, M. ja Sippola, A. L. 2002b. Beetle species richness along the forest productivity gradient in northern Finland. Ecography 25: 42–52.
Similä, M., Kouki, J. ja Martikainen, P. 2003. Saproxylic beetles in managed and seminatural Scots pine forests: quality of dead wood matters. Forest Ecology and Management 174: 365–381.
Similä, M., Kouki, J., Mönkkönen, M., Sippola, A-M. ja Huhta, E. 2006. Co-variation and indicators of species diversity: can richness of forest-dwelling species be predicted in northern boreal forests? Ecological Indicators 6: 686–700.
Sorsa, R. 2005. Matkailun muuttuva asema kansallispuistojen suunnittelussa. Alue ja ympäristö 1/2005: 42–53.
Stokland, J. N. 1997. Representativeness and efficiency of bird and insect conservation in Norwegian boreal forest reserves. Conservation Biology 11: 101–111.
Stokland, J. 2001. The coarse woody debris profile: an archive of recent forest history and an important biodiversity indicator. Ecological Bulletins 49: 71–84.
Store, R. ja Kangas, J. 2001. Integrating spatial multi-criteria evaluation and expert knowledge for GIS-based habitat suitability modeling. Landscape and Urban planning 55: 79–93.
STV 2003. Suomen tilastollinen vuosikirja. Tilastokeskus, Helsinki. 704 s.
Swallow, S. K., Parks, P. J. ja Wear, D. N. 1990. Policy-Relevant Nonconvexities in the Production of Multiple Forest Benefits. Journal of Environmental Economics and Management 19: 264–280.
Swallow, S. K., Talukdar, P. ja Wear, D. N. 1997. Spatial and Temporal Specialization in Forest Ecosystem Management under Sole Ownership. American Journal of Agricultural Economics 79: 311–326.
Tahvanainen, L. Tyrväinen, L., Ihalainen, M., Vuorela, N. ja Kolehmainen, O. 2001. Forest management and public perceptions - visual versus verbal information. Landscape and Urban Planning 53: 53–70.
Tahvonen, O. 2004. Timber production vs. old growth conservation with endogenous prices and forest age classes. Canadian Journal of Forest Research 34: 1296–1310.
Tarasov, M. E. ja Birdsey, R. A. 2001. Decay rate and potential storage of coarse woody debris in the Leningrad region. Ecological Bulletins 49: 137–147.
Tervo, M. 1978. Metsänomistajaryhmittäiset hakkuut ja niiden suhdanneherkkyys Etelä- ja Pohjois-Suomessa vuosina 1955–1975. Folia Forestalia 365: 1–40.
Tikkanen, O.-P., Martikainen, P., Hyvärinen, E., Junninen, K. ja Kouki, J. 2006. Red-listed boreal forest species of Finland: associations with forest structure, tree species and decaying wood. Annales Zoologici Fennici 43: 373–383.
Tyrväinen, L., Silvennoinen, H., Nousiainen, I. ja Tahvanainen, L. 2001. Rural tourism in Finland: Tourists' expectation of landscape and environment. Scandinavian Journal of Hospitality and Tourism 1: 133–149.
Tyrväinen, L., Silvennoinen, H. ja Nousiainen, I. 2002. Luontomatkailusta yritystoimintaa: loppuraportti. Joensuun yliopisto, metsätieteellinen tiedekunta.
Vatanen, E. 2001. Puunkorjuun ja puunkuljetuksen paikallistaloudelliset vaikutukset Juvan, Keuruun ja Pielisen Karjalan seutukunnissa. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 825: 1–73.
Viitala, J. 2003. Metsäsertifiointimme koko kuva. Tietosanoma. Hakapaino, Helsinki. 251 s.
Vincent, J. R. ja Binkley, C. S. 1993. Efficient Multiple-Use Forestry May Require Land-Use Specialization. Land Economics 69: 370–376.
Weitzman, M. L. 1998. The Noah's Ark Problem. Econometrica 66: 1279–1298.
Yatskov, M., Harmon, M. E. ja Krankina, O. N. 2003. A chronosequence of wood decomposition in the boreal forests of Russia. Canadian Journal of Forest Research 33: 1211–1226.
Zhang, Y. 2005. Multiple-use forestry vs. forestland-use specialization revisited. Forest Policy and Economics 7: 143–156.
Zhou, W. ja Gong, P. 2005. Multiple-use tradeoffs in Swedish mountain region forests. Forest Policy and Economics 7: 39–52.
Öhman, K. 2000. Creating continuous areas of old forest in long-term forest planning. Canadian Journal of Forest Research 30: 1817–1823.
Öhman, K. 2001. Forest planning with consideration to spatial relationships. Väitöskirja. Swedish University of Agricultural Sciences, Umeå. Silvestria, vol. 198.

Internet-viitteet

Villi Pohjolan www-sivut. 2005. Saatavissa: http://www.villipohjola.fi. [Viitattu 21.8.2005].
Lieksan elinkeinostrategia 2004. Saatavissa: http://www.lieksa.fi. [Viitattu 15.8.2005].

Liite 1. Tyyppilajien HSI-mallit

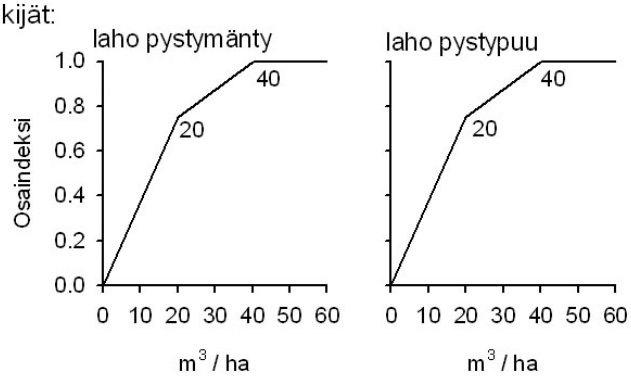
LIITE I/1

t-aarnikätkä

1, 2 ja 3 lahoasteen pystymännyllä (kuusella) elävät pienilmastoneutraalit lajit

Bothrides contractus, *Corticeus fraxini*, *Corticeus longulus*, *Cerylon impressum*.
(*Monochamus urussovii*)

Resurssitekijät:

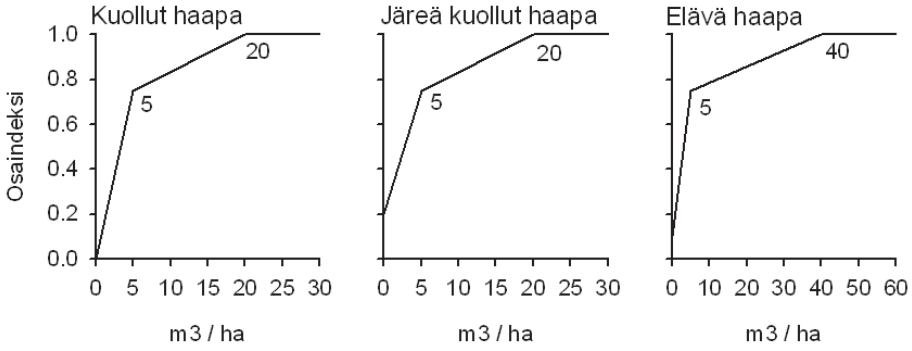


t-haavansahajumi

1 ja 2 lahoasteen pystyhaavalla esiintyvät paistelajit

Xyletinus tremulicola, *Lamellocossus terebra*

Ympäristötekijät: Y3 Elävän puuston ppa-, Y4 Kuusen osuus ppa:sta-
Resurssitekijät:

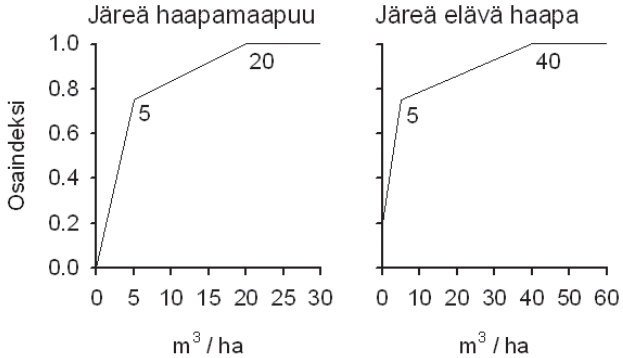


t-harjasorakas

2 & 3 lahoasteen järeällä haapamaapuulla elävät kostean pienilmaston lajit
(+ haavan epifyyttijäkälä)

Antrodia pulvinascens, *Gloidon strigiosus*, *Parmelia triptophylla*

Ympäristötekijät: Y1 Elävän puuston ppa+
Resurssitekijät:

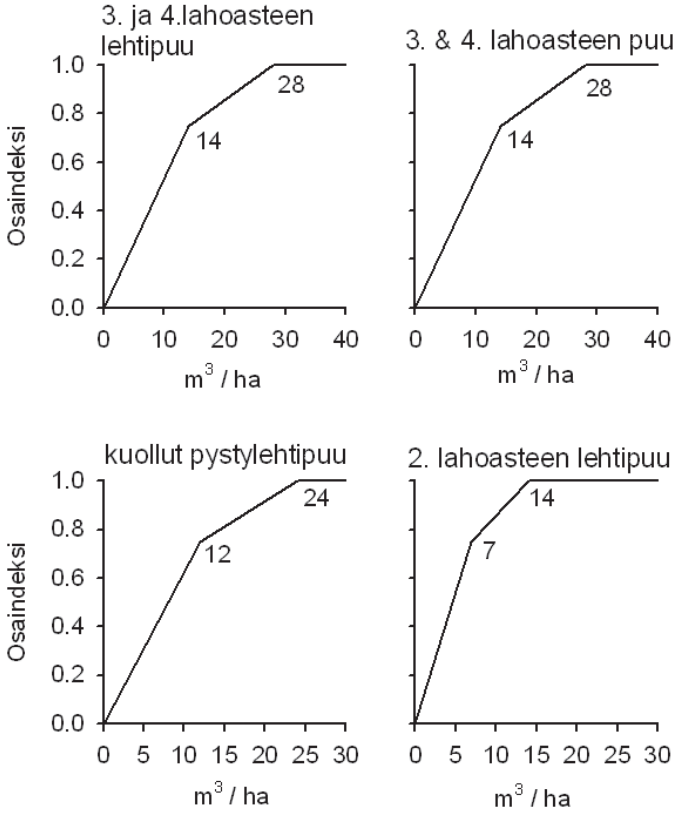


t-jurokuoriainen

3 & 4 lahoasteen (lehti)puulla esiintyvät pienilmastoneutraalit lajit

Zavaljus bruneus, *Peltis grossa*, *Stereopsis vitellina*, *Ptiliolum caledonicum*, (*Trichaptum pargamenum*)

Resurssitekijät



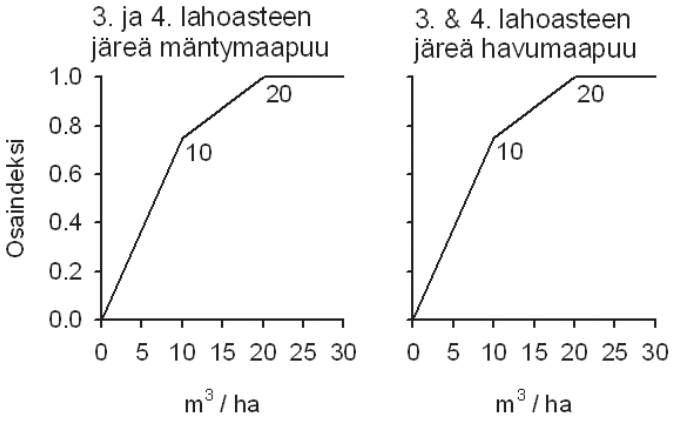
t-kalkkikääpä

3 & 4 lahoasteen järeällä mäntymaapuulla elävät kostean pienilmaston lajit

Amyloporia crassa, *Antrodia infirma*, *Tyromyces canadensis*

Ympäristötekijät: Y1 elävän puuston ppa+

Resurssitekijät:

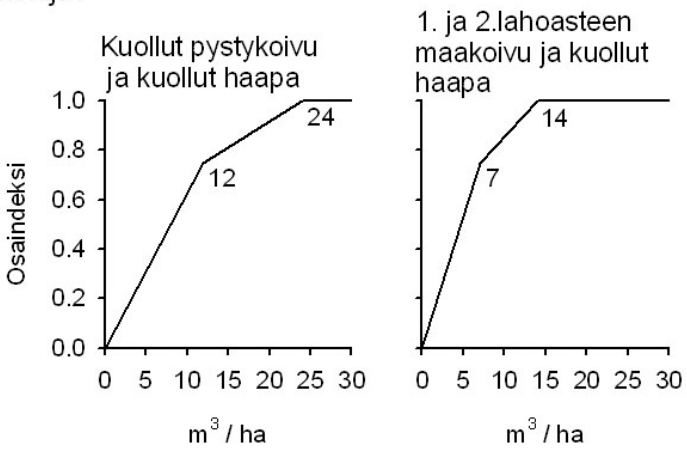


t-koivukelokärsäkäs 1 ja 2 lahoasteen lehtipuulla esiintyvät paistelajit

Allandrus undulatus, *Tropideres dorsalis*. *Paranolepta inhabilis*, *Sphaeriestes stocmanni*, *Xylotrechus rusticus*

Ympäristötekijät: Y3 elävän puuston ppa-, Y4 kuusen osuus ppa:sta-

Resurssitekijät

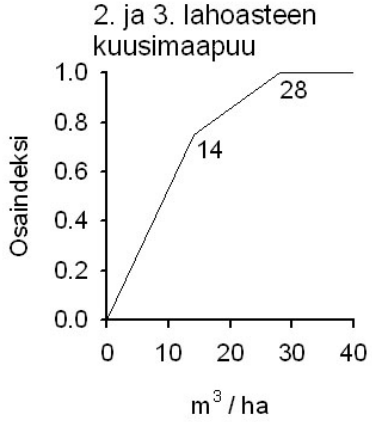


t-korpikolva 2 & 3 lahoasteen kuusimaapuulla elävät kostean pienilmaston lajit

Skeletocutis lilacina, *Amylocystis lapponica*, *Agathidium pulchellum*, *Phlebia centrifuga*, *Phyto kolwensis*, *Enicmus apicalis*, *Diplomitoporus crustulinus*, *Phellinus ferrugineofuscus*, *Skeletocutis odora*

Ympäristötekijät: Y1 Elävän puuston ppa +, Y2 Kuusen osuus ppa:sta +

Resurssitekijät

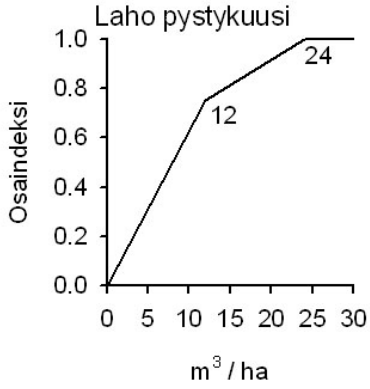


t-kuusenlaakavilistäjä 1 & 2 lahoasteen pystykuusella elävät kostean pienilmaston lajit

Cyphaea latiuscula

Ympäristötekijät: Y1 Elävän puuston ppa+, Y2 Kuusen osuus ppa:sta+

Resurssitekijät:



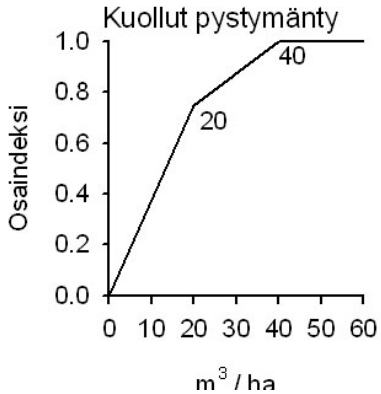
t-lahokapo

1 ja 2 lahoasteen pystymännyllä elävät paistelajit

Acmaeops marginata, *Boros schneideri*, *Phaenops cyanea*

Ympäristötekijät: Y3 elävän puuston ppa-, Y4 Kuusen osuus ppa:sta-

Resurssitekijät

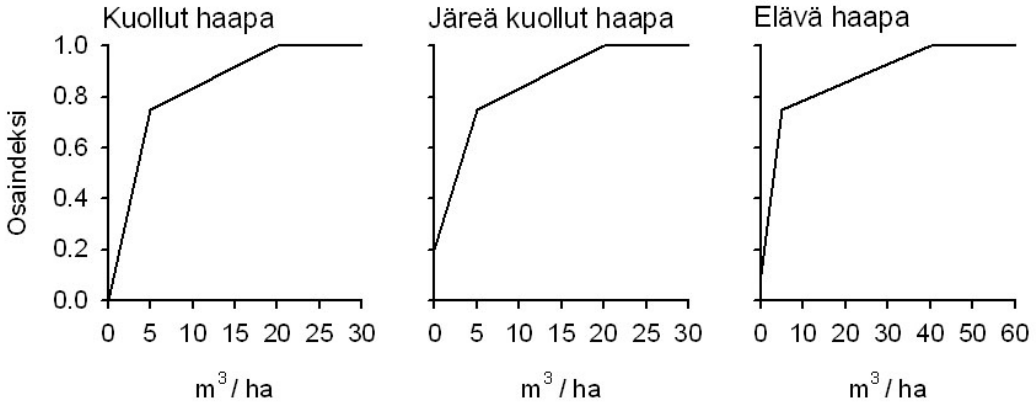


t-lattatylppö

1 ja 2 lahoasteen pystyhaavalla esiintyvät pienilmastoneutraalit lajit

Hololepta plana, *Polyporus pseudobetulinus*, *Trypophloeus asperatus*, *Saperda perforata*

Resurssitekijät

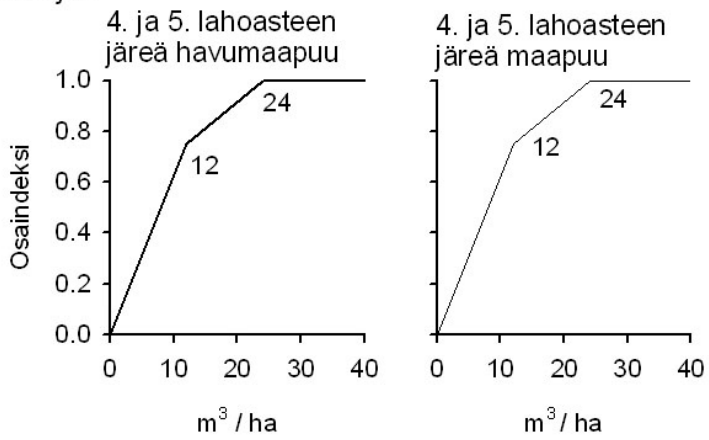


t-liekohärkä VU

4 ja 5 lahoasteen havumaapuulla elävät pienilmastoneutraalit lajit

Ceruchus chrysomelinus

Resurssitekijät:

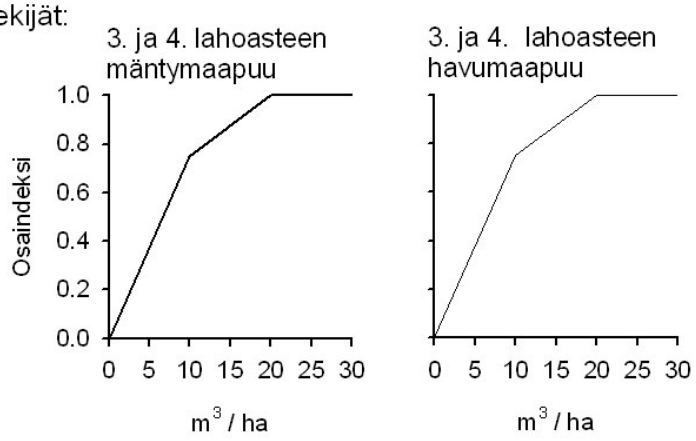


t-lovikääpä

3 & 4 lahoasteen mäntymaapuulla elävät kostean pienilmaston lajit

Oligoporus lowei, *Skeletocutis lenis*

Resurssitekijät:

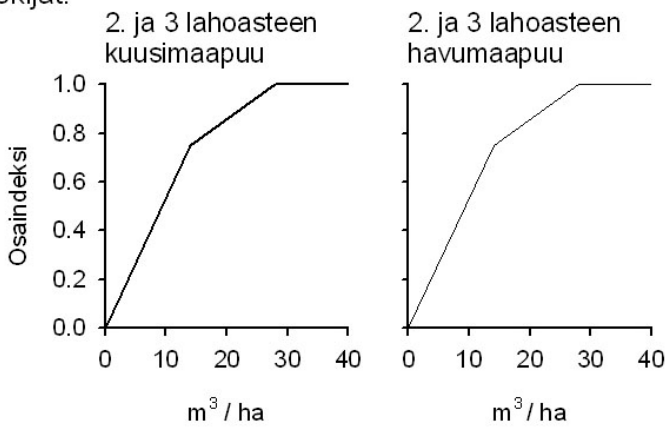


t-murroskolva

2 ja 3 lahoasteen kuusimaapuulla elävät pienilmastoneutraalit lajit

Pytho abieticola, *Fomitopsis rosea*, *Postia guttulata*, *Postia placenta*, *Postia septentrionalis*, *(Trichaptum laricinum)*

Resurssitekijät:



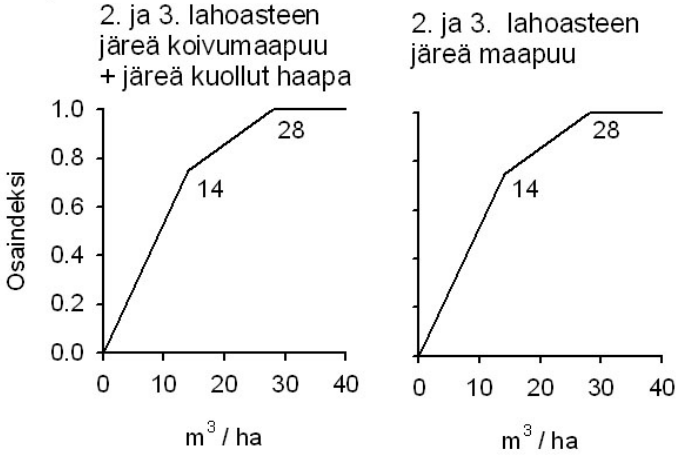
t-paksukuorikääpä

2 ja 3 lahoasteen järeällä lehtimaapuulla elävät kostean pienilmaston lajit

Rigidoporus crocatus

Ympäristötekijät: Y1 Elävän puuston ppa+

Resurssitekijät:



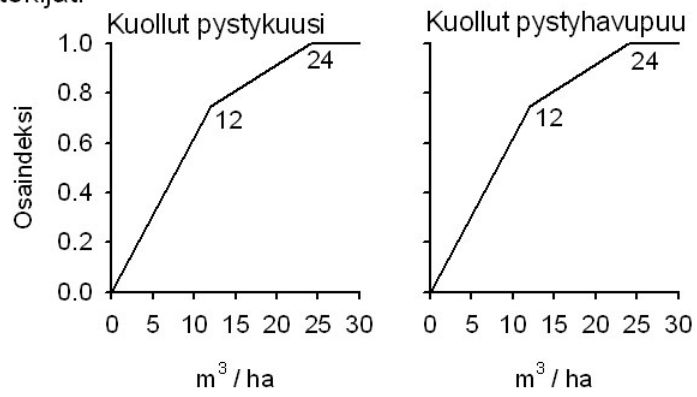
t-pohjantyppyjäärä

1 ja 2 lahoasteen pystykuusella elävät paistelajit

Acmaeops septentrionis, Stephanophachys substriatus

Ympäristötekijät: Y3 elävän puuston ppa-

Resurssitekijät:

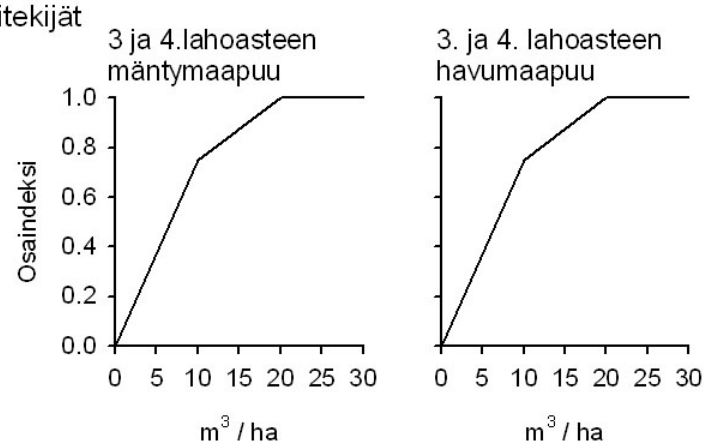


t-riekonkääpä

3 & 4 lahoasteen mäntymaapuulla esiintyvät pienilmastoneutraalit lajit

Hapalopilus salmonicolor, Postia hibernica, Antrodia albobrunnea

Resurssitekijät

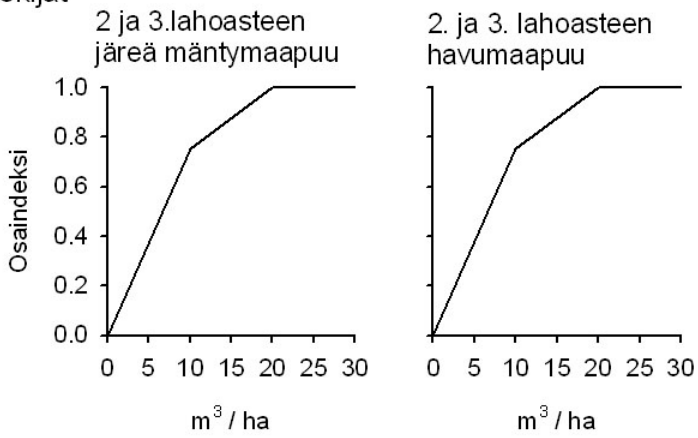


t-kairakääpä

3 & 4 lahoasteen järeällä mäntymaapuulla esiintyvät pienilmastoneutraalit lajit

Antrodia primaeva, Postia lateritia

Resurssitekijät



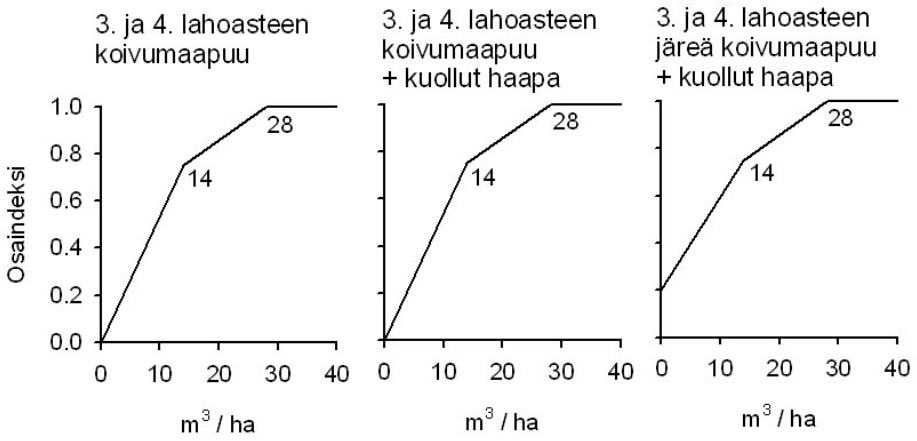
t-rustikka

3 & 4 lahoasteen koivumaapuulla elävät kostean pienilmaston lajit

Protomerulius caryae, (*Trechiospora candissima*), *Agathidium pallidum*, *Sistotrema raduloides*, *Gelatoporia pannocincta*

Ympäristötekijät: Y1 Elävän puuston ppa+

Resurssitekijät:



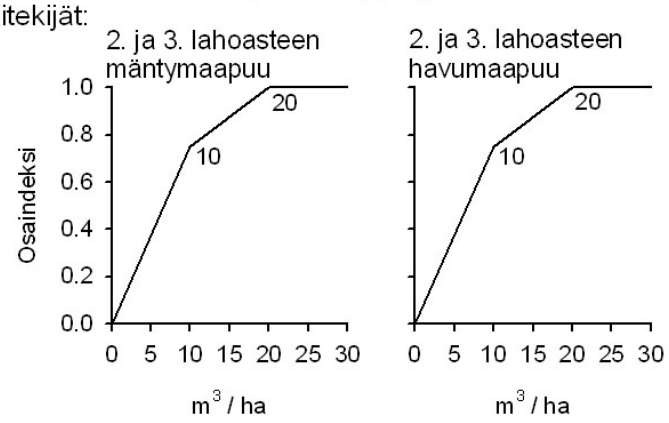
t-salokääpä

2 ja 3 lahoasteen mäntymaapuulla elävät paistelajit

Calitys scabra, *Dichomitus squalens*, *Gloeophyllum protractum*

Ympäristötekijät: Y3 Elävän puuston ppa-, Y4 Kuusen osuus ppa:sta-

Resurssitekijät:



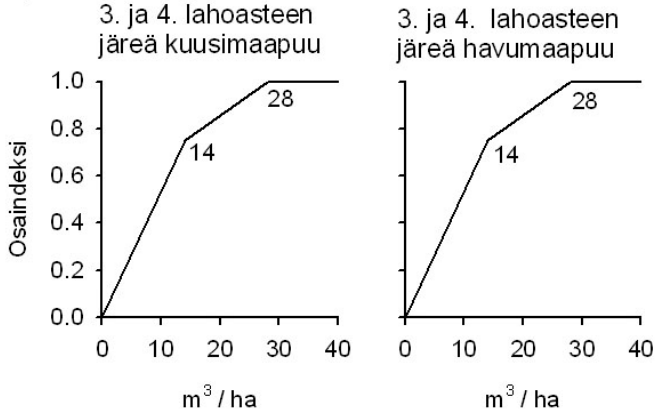
t-sitkankääpä

3 & 4 lahoasteen järeällä kuusimaapuulla elävät kostean pienilmaston lajit

Amyloporia sitchensis, *Sceletocutis stellae*, *Steccherinum collabens*, *Eucilodes caucasicus*,*Skeletocutis chrysella*

Ympäristötekijät: Y1 elävän puuston ppa+. Y2 kuusen osuus ppa:sta+

Resurssitekijät:



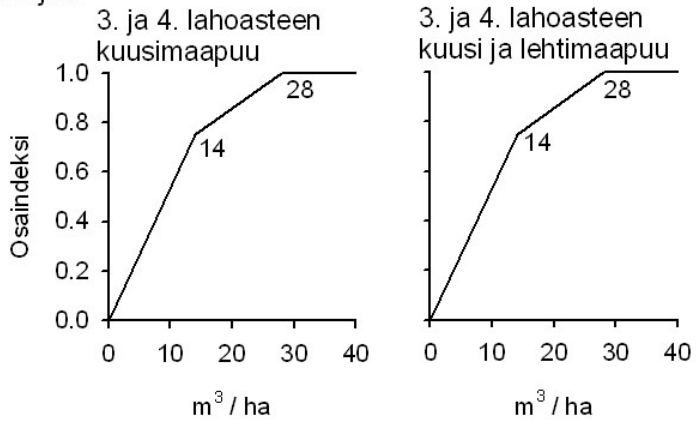
t-sitruunakääpä

3 ja 4 lahoasteen kuusi- ja lehtimaapuulla elävät kostean pienilmaston lajit

Antrodia citrinella, *Skeletokutis brevispora*, *Kavinia alboviridis*

Ympäristötekijät: Y1 elävän puuston ppa +

Resurssitekijät:

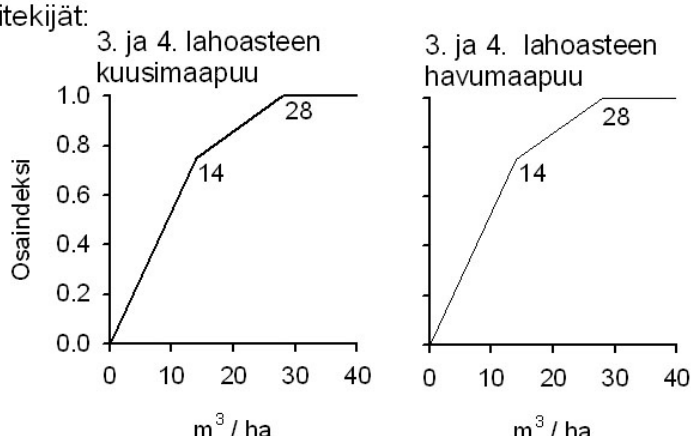


t- sopulinkääpä

3 ja 4 lahoasteen kuusimaapuulla elävät kostean pienilmaston lajit

Piloporia sajaensis, *Skeletocutis jelicii*, *Amylocorticium subincarnatum*, *Parmastomyces mollissimus* (*Anomoporia bombycina*), *Perenniporia subacida*

Resurssitekijät:

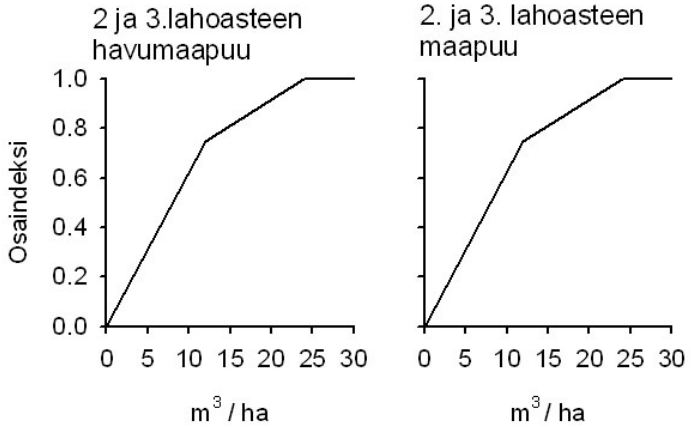


t-uppokeiju

2 ja 3 lahoasteen (havu)maapuulla esiintyvät pienilmastoneutraalit lajit

Ditylus laevis

Resurssitekijät:



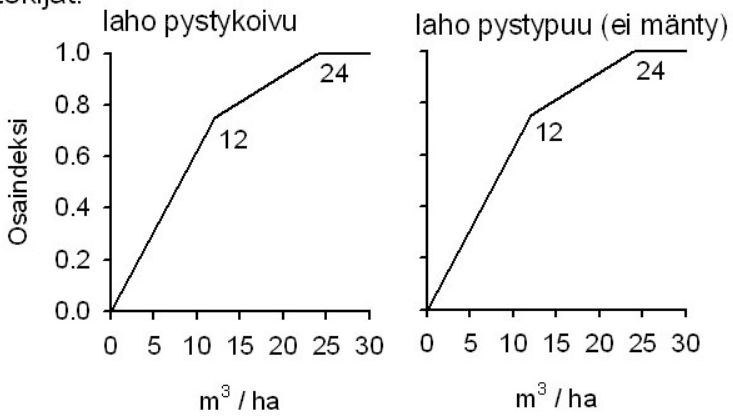
t-varjojäkälä

2 ja 3 lahoasteen pystykoivulla elävät kostean pienilmaston lajit

Cyllodes ater, *Cybebe cragilenta*

Ympäristötekijät: Y1 elävän puuston ppa+

Resurssitekijät:

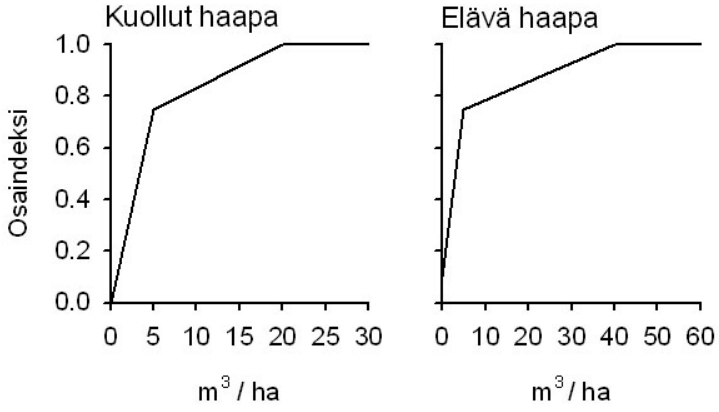


t-vienankäpiäinen

2 ja 3 lahoasteen haavalla esiintyvät ilmastoneutraalit lajit

Wagaicis wagai, *Funalia trogii*, *Corticaria planula*, *Melandrya dubia*, *Pseudeuglenes pentatomus*

Resurssitekijät:



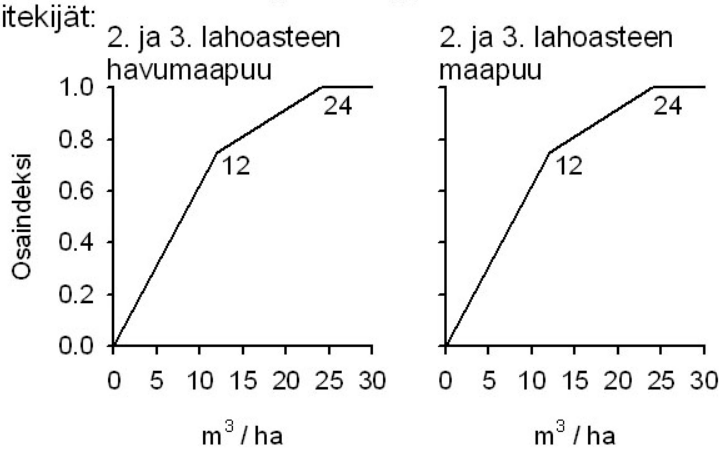
t-vyöpiiloseppä

2 ja 3 lahoasteen havumaapuulla elävät paistelajit

Cryptophagus lyshholmi, *Lacon conspersus*, *Lacon fasciatus*, (*Ampedus suecicus*)

Ympäristötekijät: Y3 elävän puuston ppa-

Resurssitekijät:



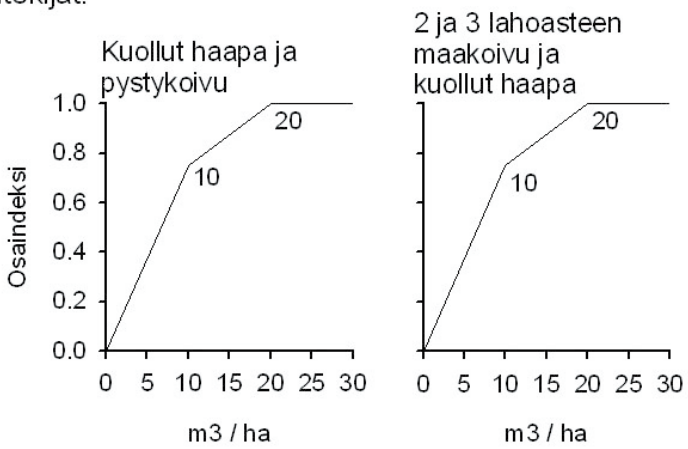
t-vyösepäkäs

2 ja 3 lahoasteen haavalla ja -koivulla esiintyvät paistelajit

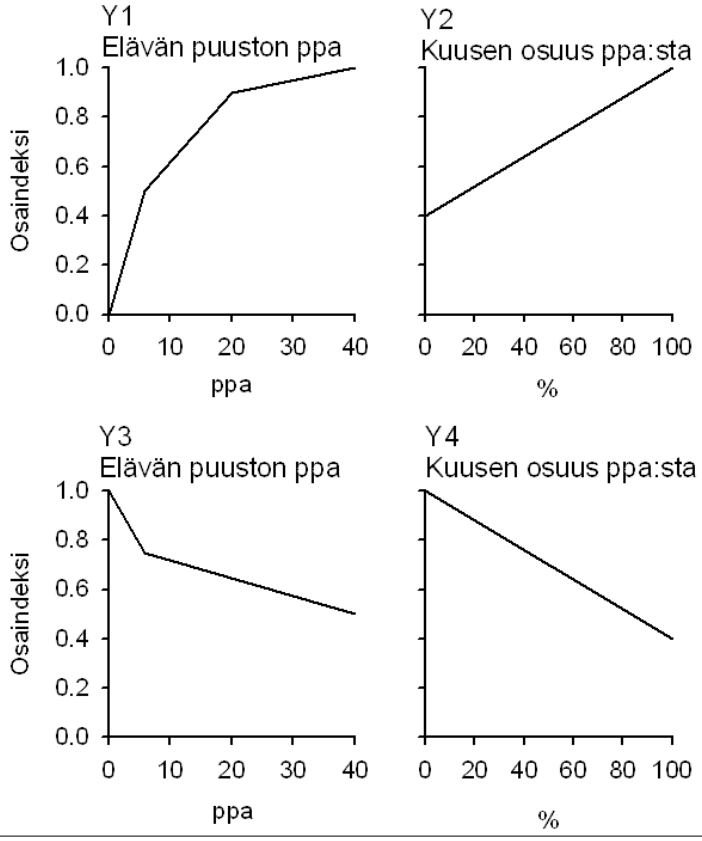
Drapetes mordelloides, *Neomida haemorrhoidalis*, *Perenniporia tenuis*, *Silvanus unidentatus*, *Leptura nigripes*, *Obrium cantharinum*, *Tomoxia bucephala*

Ympäristötekijät:: Y3 Elävän puuston ppa-, Y4 Kuusen osuus ppa:sta-

Resurssitekijät:



Ympäristötekijöiden osahyötyfunktiot



Liite 2

Tehokkaiden tuotantoyhdistelmien pinnan laskennassa käytetyt puuntuotannon, ulkoiluarvon ja lajiarvon painot

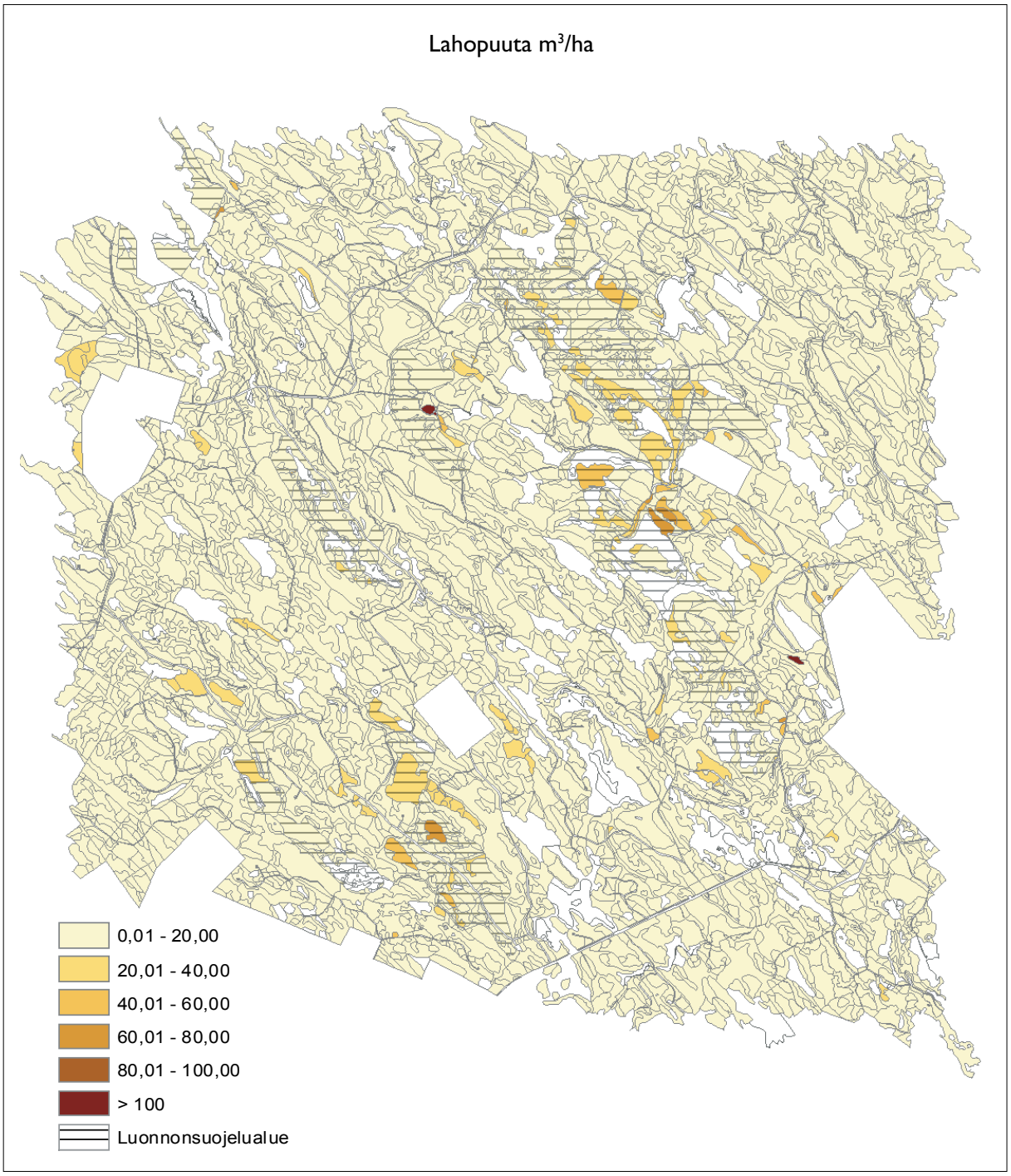
Optimoinnisssa käytetyt painot			Lasketut arvot		
			Puuntuotanto	Lajiarvo	Ulkoiluarvo
Puuntuotanto	Lajiarvo	Ulkoiluarvo	Milj. euroa	0–100%	0–100%
1.000	0.000	0.000	27.16	62.44	73.21
0.900	0.100	0.000	26.94	77.68	73.75
0.800	0.200	0.000	26.72	81.62	74.17
0.750	0.250	0.000	26.56	83.45	74.60
0.750	0.000	0.250	27.08	63.32	74.55
0.600	0.070	0.330	26.48	80.22	77.05
0.580	0.010	0.410	26.46	70.42	77.89
0.500	0.500	0.000	25.61	88.61	77.04
0.500	0.300	0.200	25.67	86.97	79.04
0.500	0.200	0.300	25.69	88.00	78.12
0.500	0.080	0.420	25.57	84.30	80.27
0.500	0.010	0.490	25.54	74.63	81.08
0.500	0.000	0.500	25.57	66.19	81.08
0.440	0.120	0.440	24.69	87.27	82.53
0.400	0.050	0.550	22.75	85.23	87.73
0.400	0.020	0.580	22.55	81.70	88.35
0.400	0.000	0.600	22.51	70.96	88.60
0.333	0.333	0.333	23.33	91.77	84.55
0.300	0.050	0.650	19.62	88.61	93.04
0.300	0.000	0.700	19.69	77.22	93.16
0.270	0.230	0.500	19.71	92.42	92.29
0.250	0.750	0.000	23.74	92.50	80.73
0.250	0.375	0.375	20.25	93.15	90.88
0.250	0.000	0.750	17.79	80.20	95.36
0.230	0.500	0.270	21.32	93.41	88.02
0.210	0.040	0.750	16.42	90.55	96.49
0.200	0.800	0.000	23.13	93.09	81.91
0.200	0.000	0.800	15.97	81.99	96.95
0.170	0.540	0.290	18.75	93.96	92.68
0.170	0.030	0.800	14.55	90.82	97.85
0.150	0.850	0.000	22.31	93.62	83.22
0.150	0.200	0.650	14.87	93.27	97.36
0.150	0.150	0.700	14.38	93.04	97.76
0.100	0.800	0.100	20.36	94.15	88.20
0.100	0.450	0.450	14.88	94.00	96.92
0.100	0.100	0.800	11.47	92.45	99.29
0.100	0.000	0.900	11.24	86.76	99.51
0.050	0.700	0.250	14.68	94.20	96.71
0.000	1.000	0.000	17.08	94.26	91.51
0.000	0.850	0.150	12.42	94.23	97.53
0.000	0.750	0.250	11.80	94.10	98.12
0.000	0.500	0.500	10.87	93.58	99.05
0.000	0.250	0.750	10.36	92.81	99.56
0.000	0.050	0.950	10.10	91.77	99.79
0.000	0.000	1.000	10.12	87.79	99.85

Liite 3

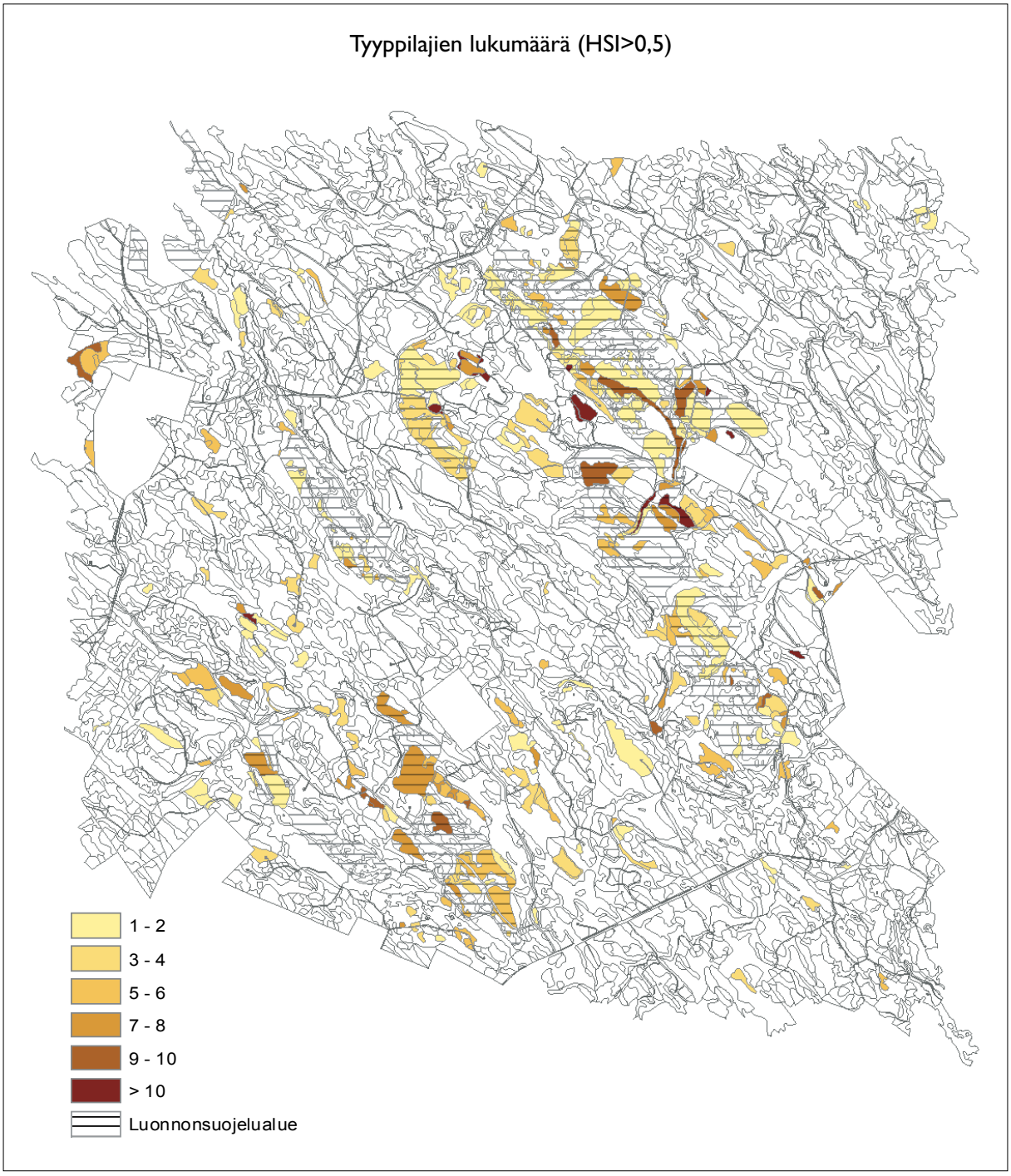
Lahopuun määrä ja t-lajitiheys mallialueella 2005–2065

LIITE 3/1

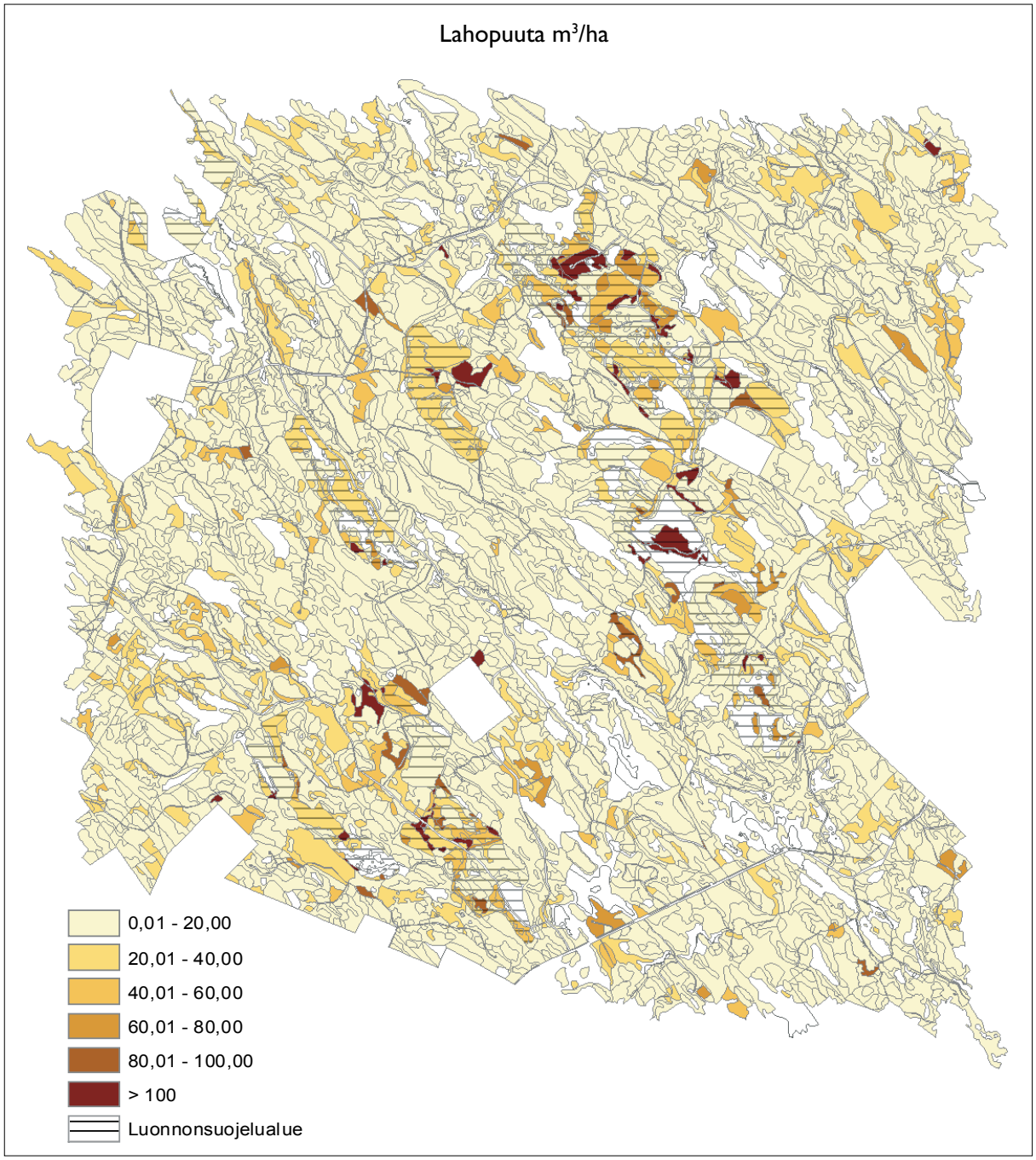
Alkutilanne 2005



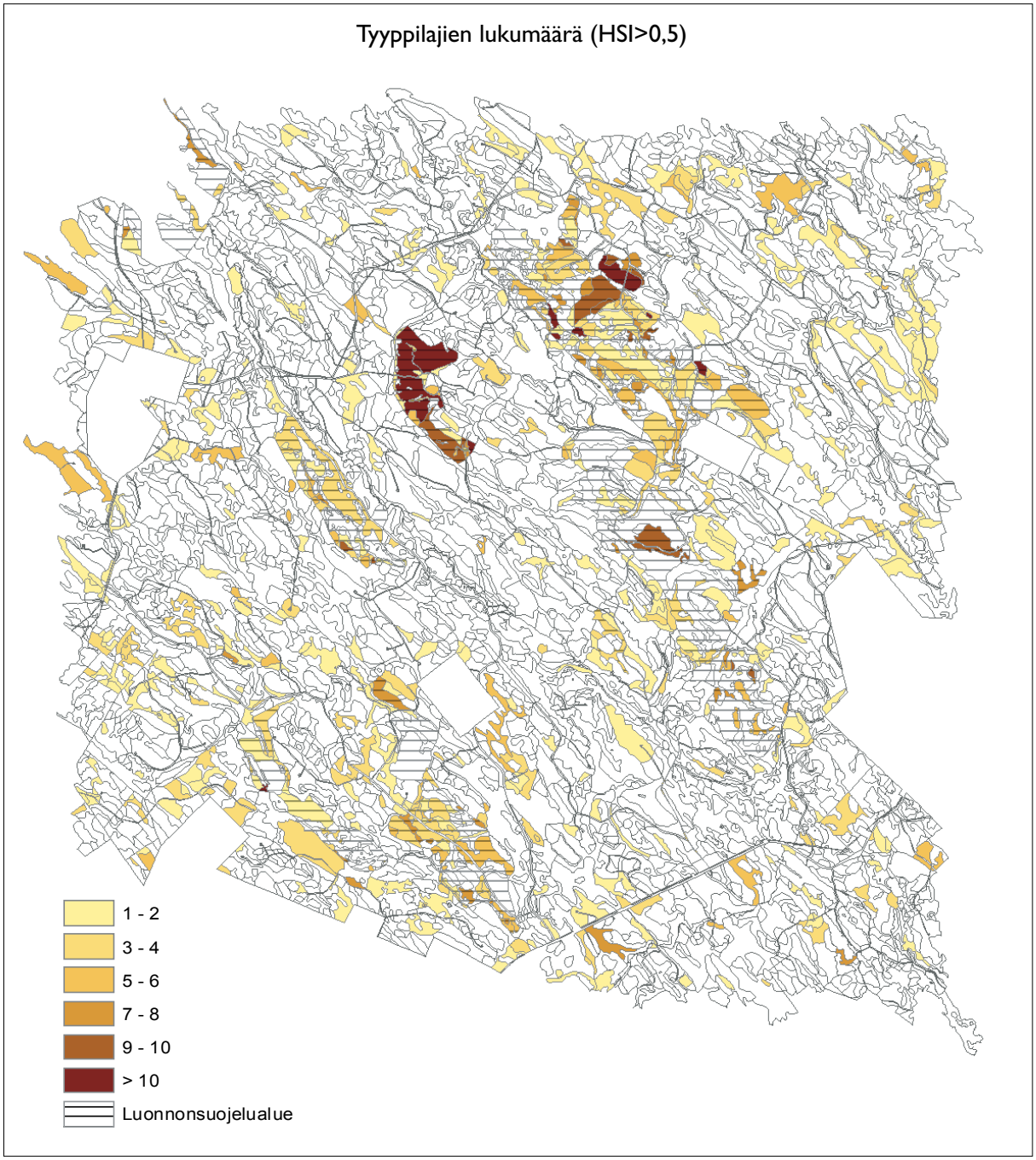
Alkutilanne 2005



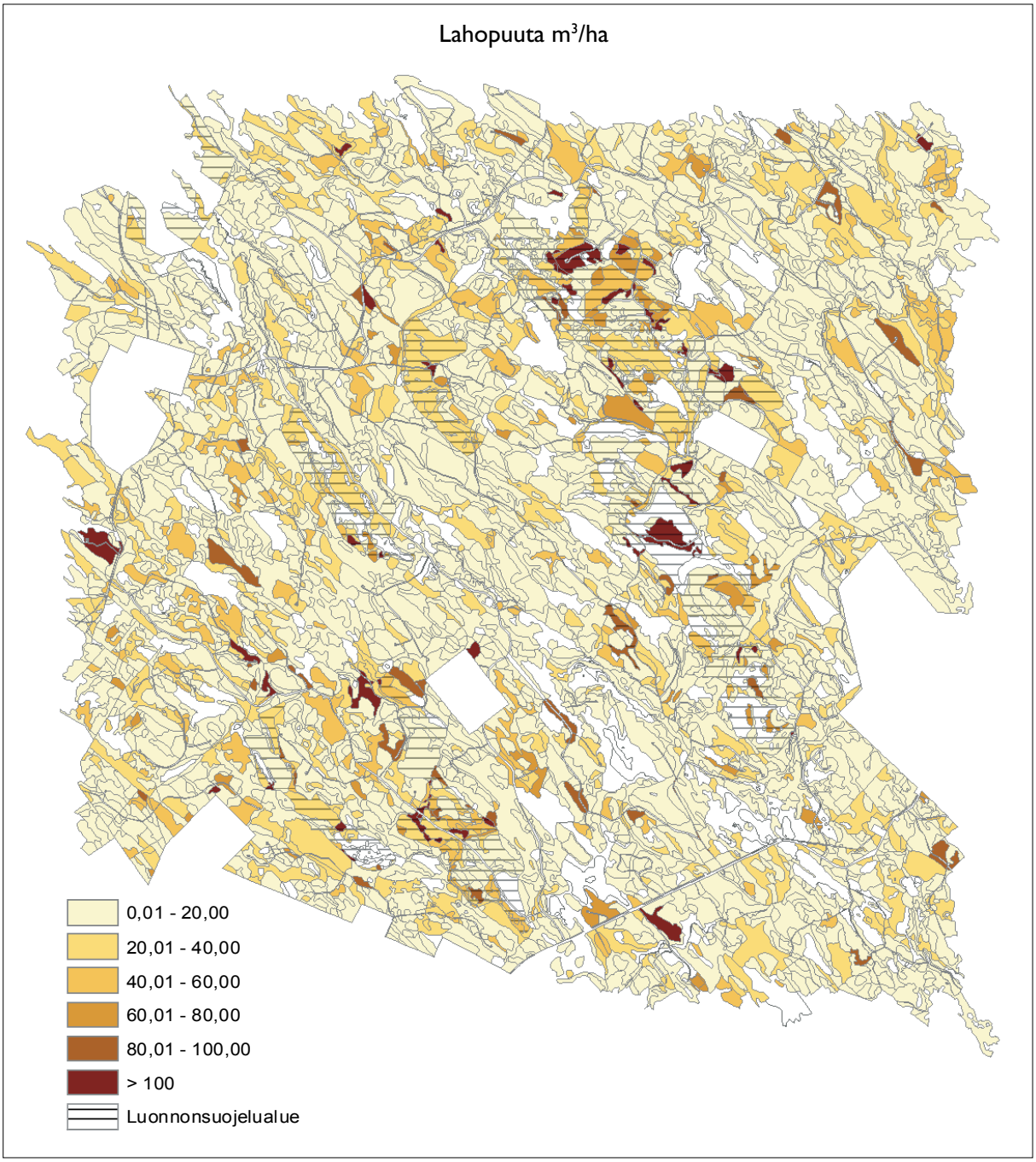
Nyky 2065


Lahopuuta m³/ha
0,01 - 20,00
20,01 - 40,00
40,01 - 60,00
60,01 - 80,00
80,01 - 100,00
> 100
Luonnonsuojelualue

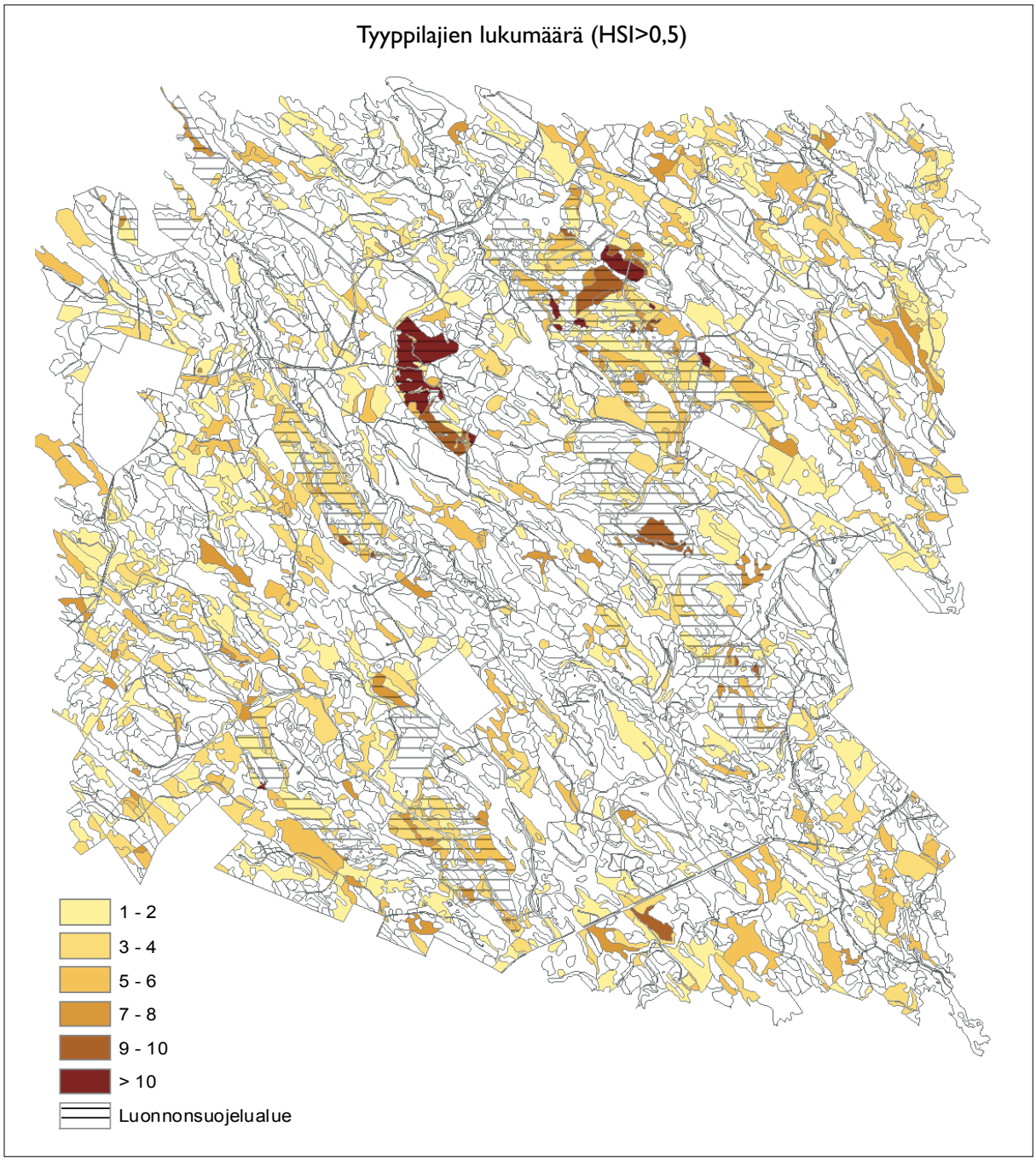
Nyky 2065


Tyyppilajien lukumäärä (HSI>0,5)
1 - 2
3 - 4
5 - 6
7 - 8
9 - 10
> 10
Luonnonsuojelualue

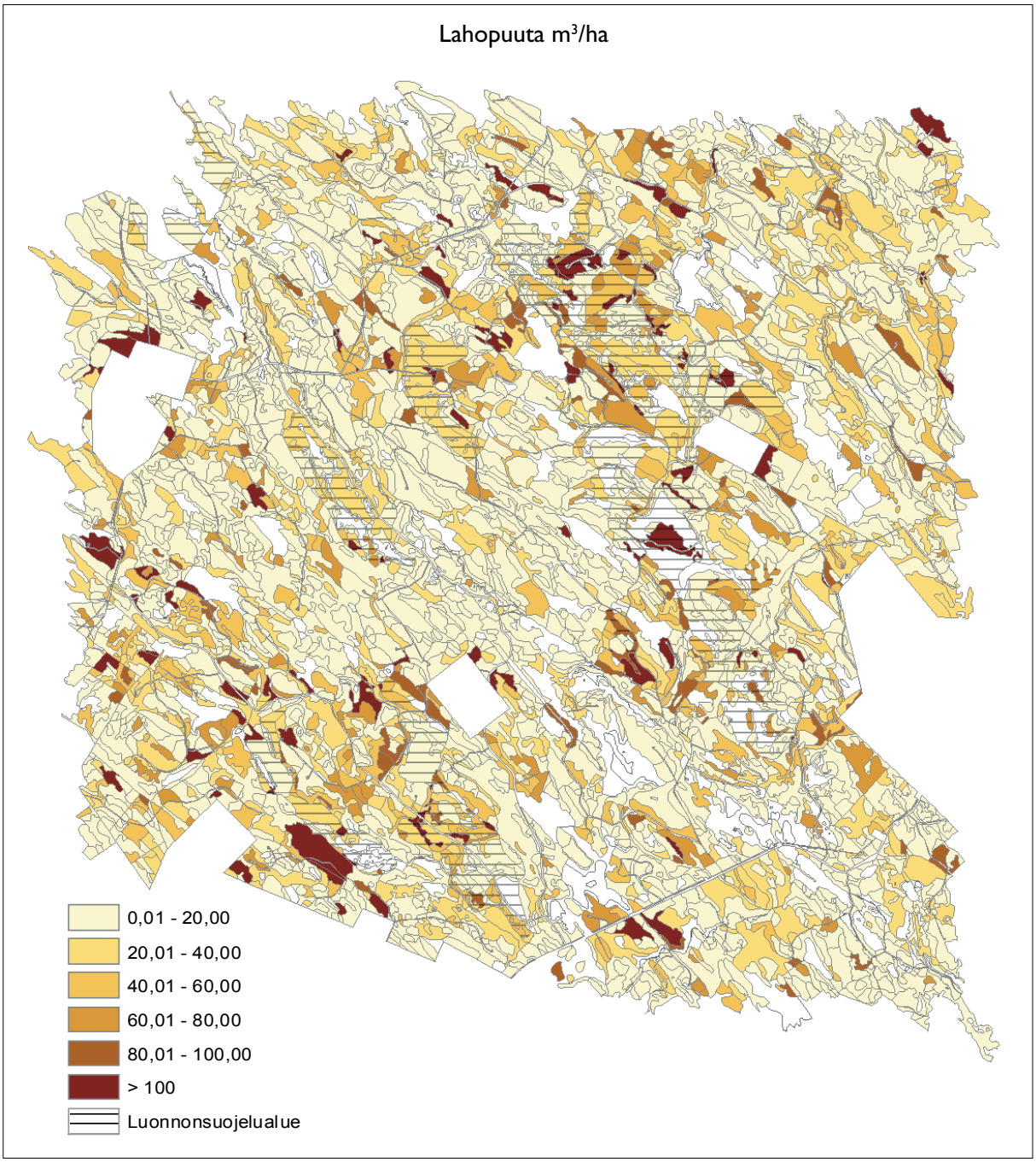
ULKO 2065


Lahopuuta m³/ha
0,01 - 20,00
20,01 - 40,00
40,01 - 60,00
60,01 - 80,00
80,01 - 100,00
> 100
Luonnonsuojelualue

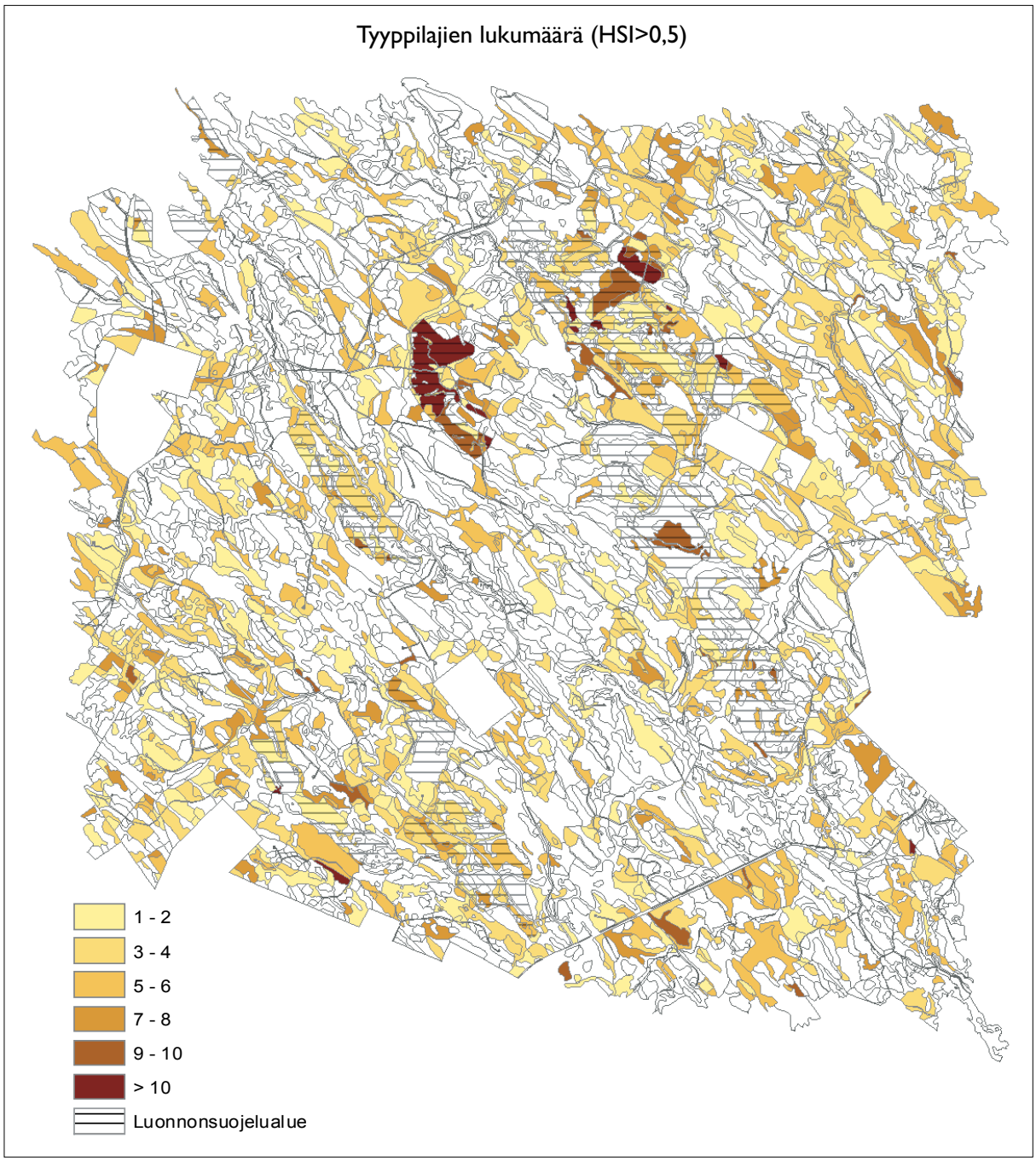
ULKO 2065


Tyyppilajien lukumäärä (HSI>0,5)
1 - 2
3 - 4
5 - 6
7 - 8
9 - 10
> 10
Luonnonsuojelualue

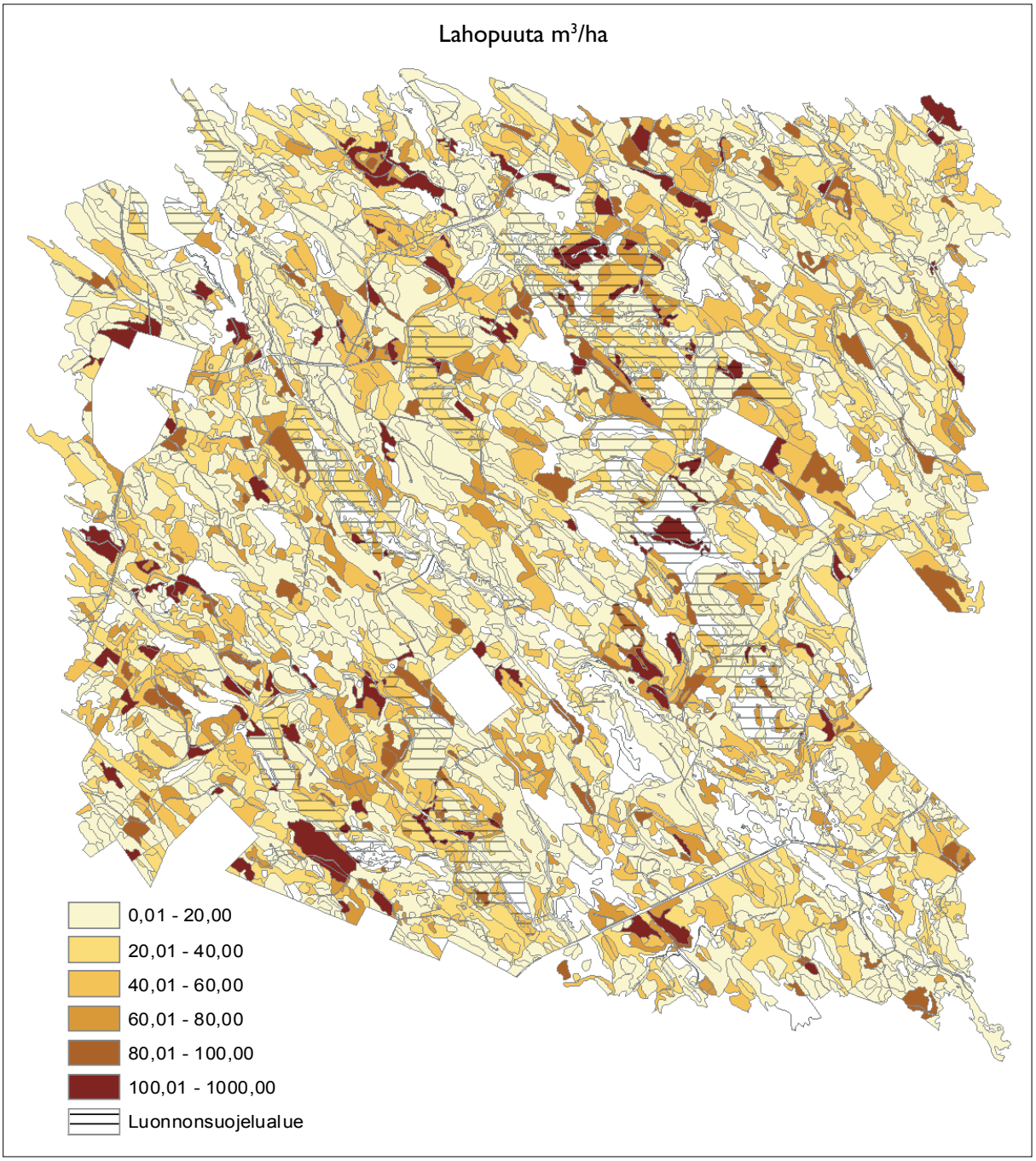
LAJI 2065


Lahopuuta m³/ha
0,01 - 20,00
20,01 - 40,00
40,01 - 60,00
60,01 - 80,00
80,01 - 100,00
> 100
Luonnonsuojelualue

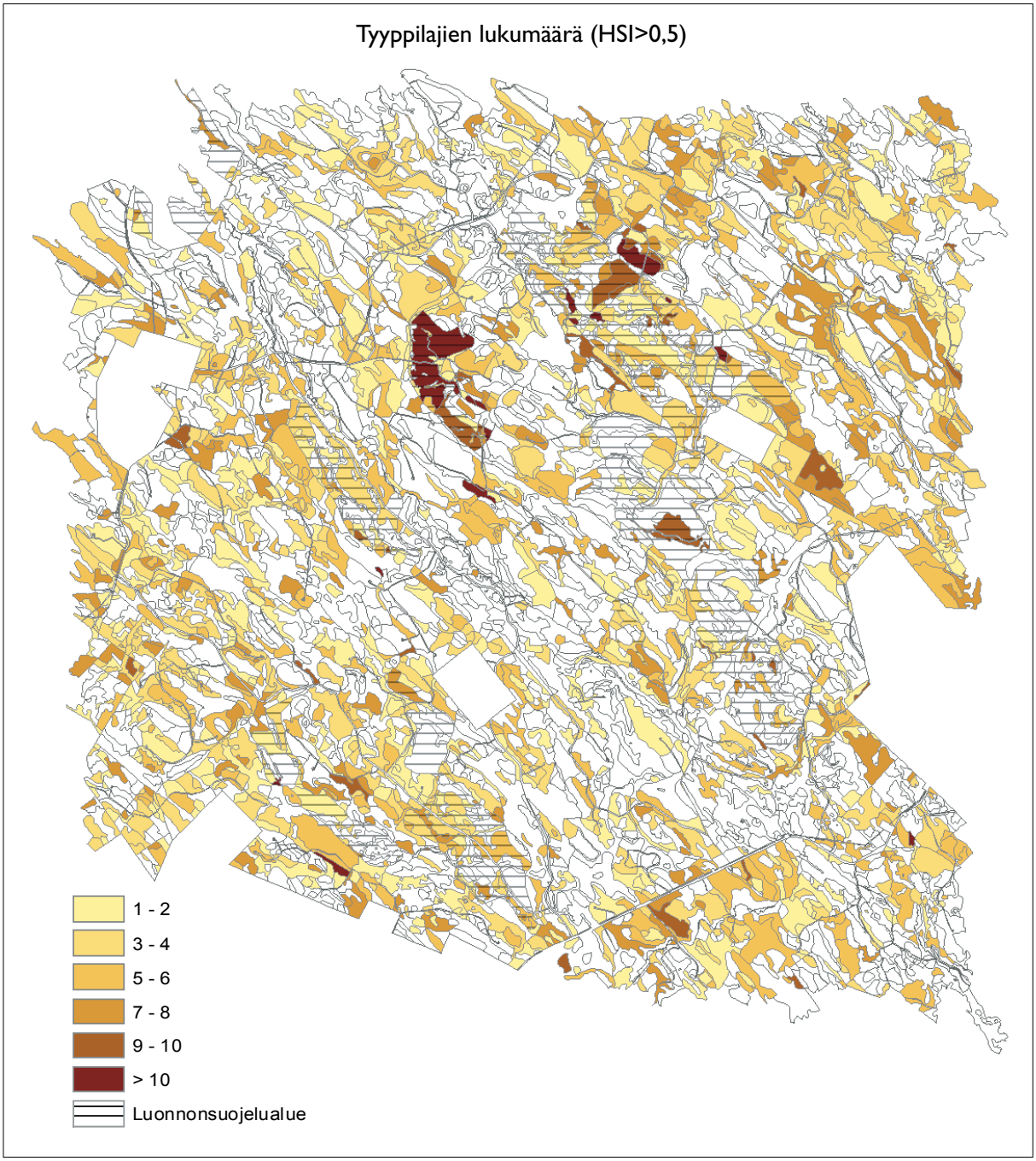
LAJI 2065


Tyyppilajien lukumäärä (HSI>0,5)
1 - 2
3 - 4
5 - 6
7 - 8
9 - 10
> 10
Luonnonsuojelualue

MONI 2065


Lahopuuta m³/ha
0,01 - 20,00
20,01 - 40,00
40,01 - 60,00
60,01 - 80,00
80,01 - 100,00
100,01 - 1000,00
Luonnonsuojelualue

MONI 2065

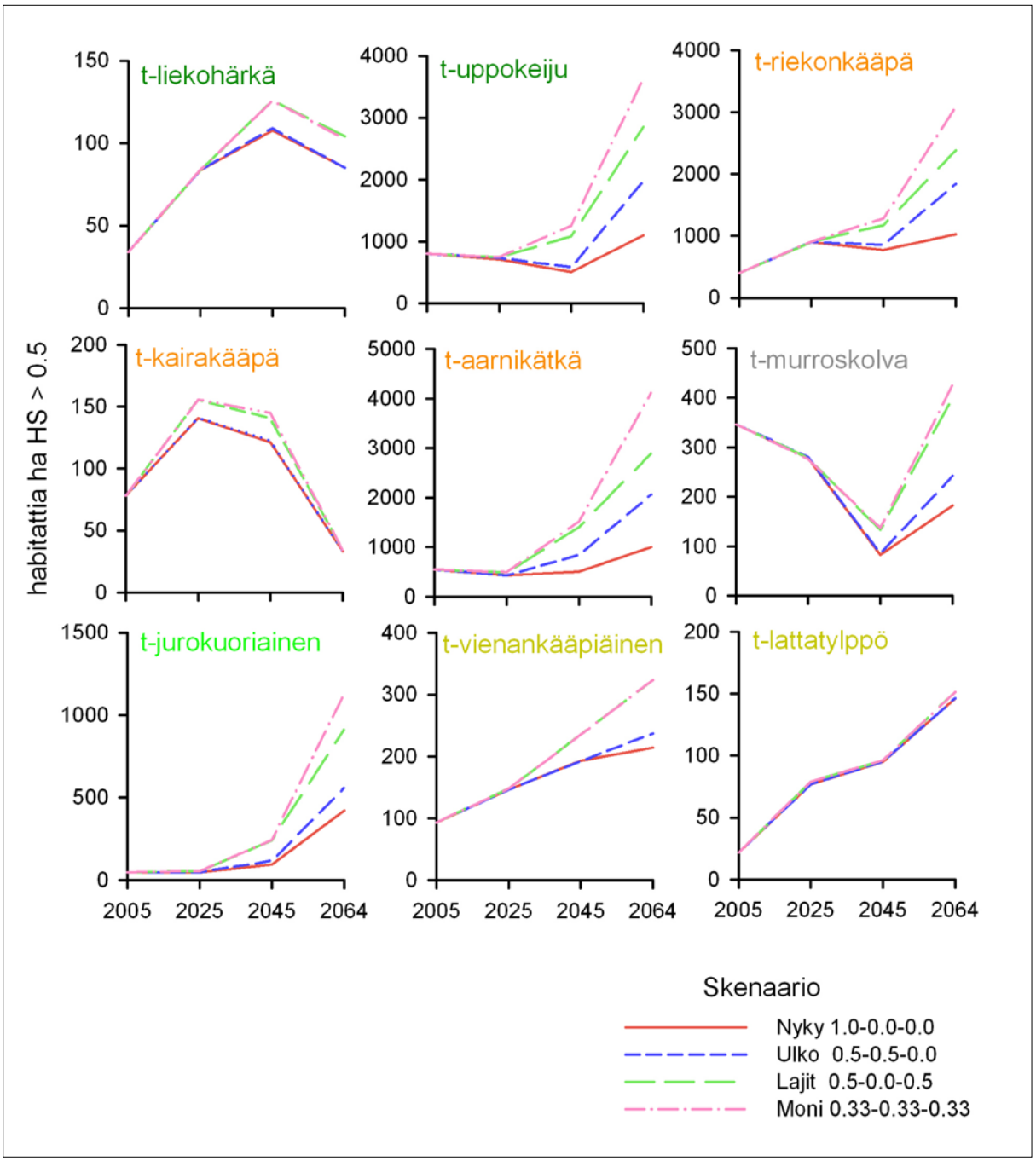

Tyyppilajien lukumäärä (HSI>0,5)
1 - 2
3 - 4
5 - 6
7 - 8
9 - 10
> 10
Luonnonsuojelualue

Liite 4

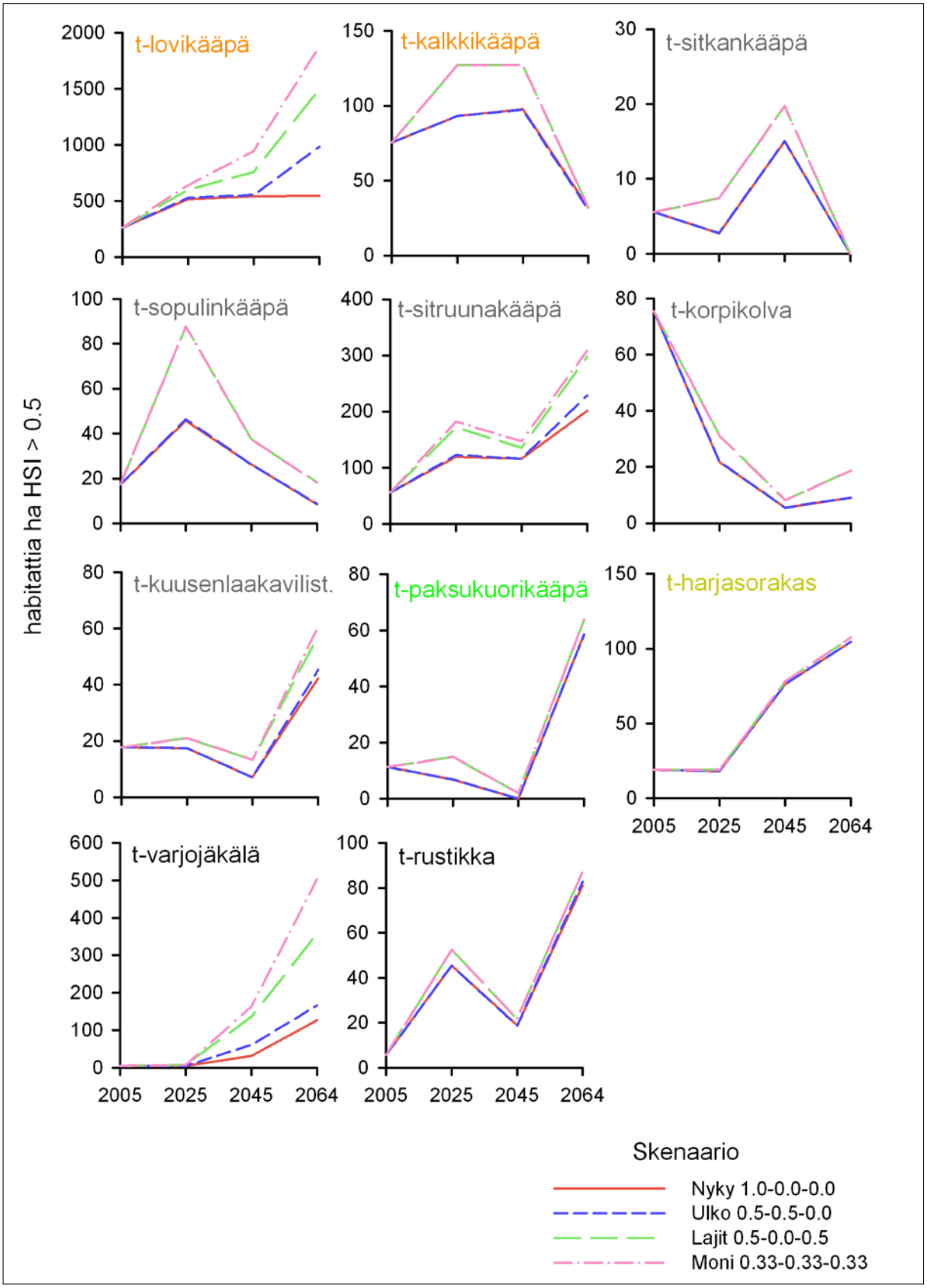
Tyyppilajien habitaatin määrän kehittyminen 2005–2065

LIITE 4/1

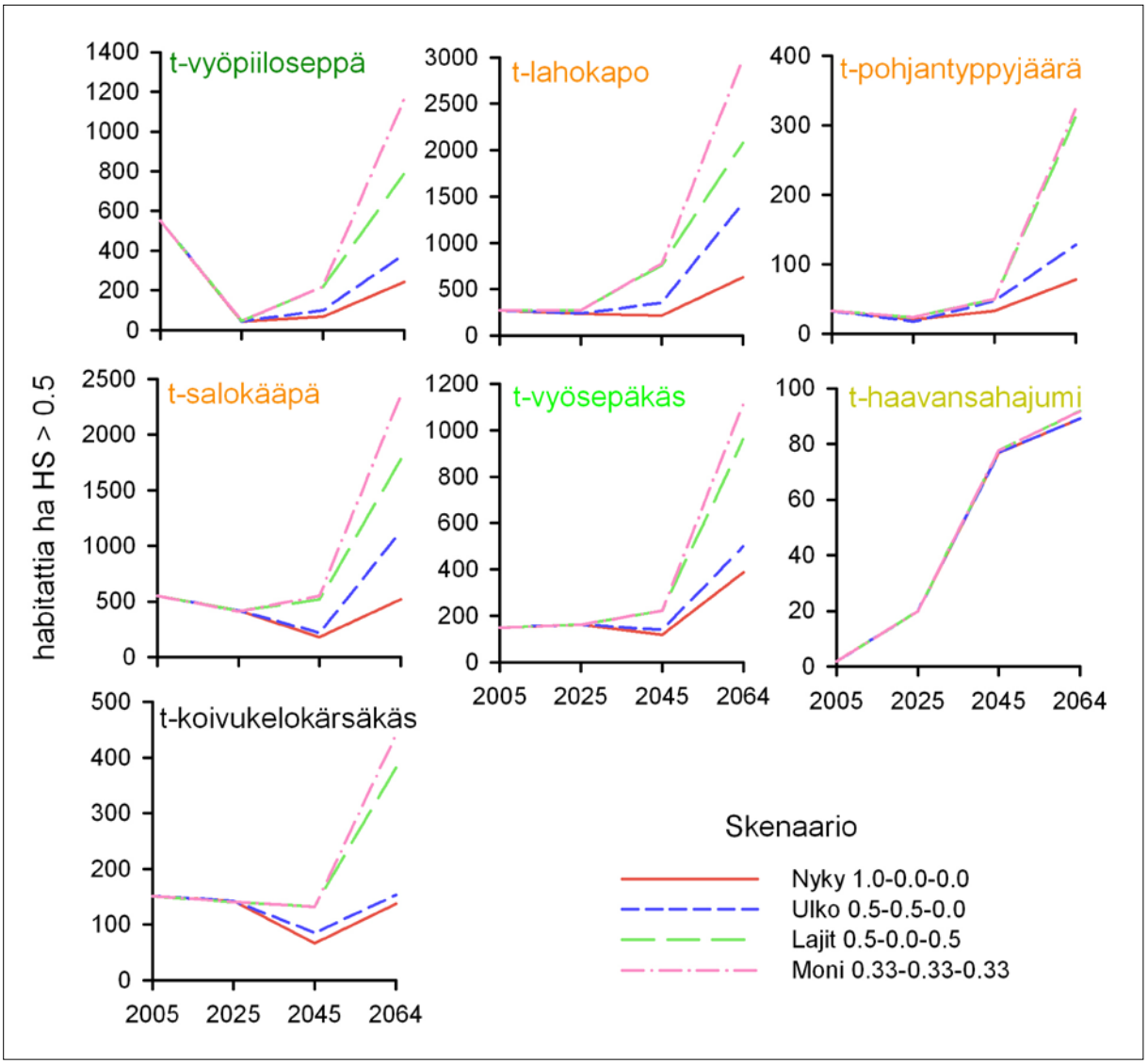
Pienilmastoneutraalit lajit



Varjoisaa ja kosteaa pienilmastoa vaativat lajit



Paisteista pienilmastoa suosivat lajit

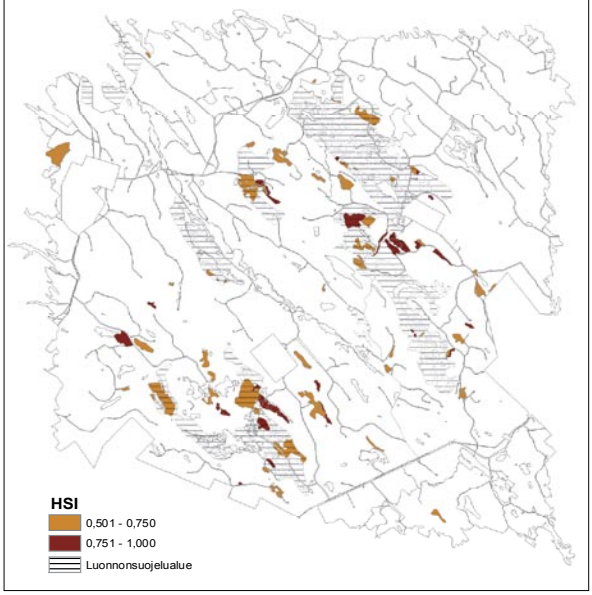


Liite 5

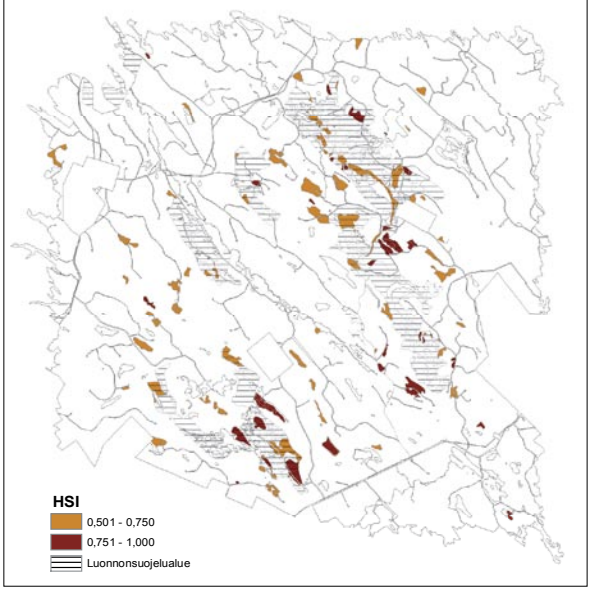
Esimerkkilajien habitaattikartat

Alkutilanne 2005

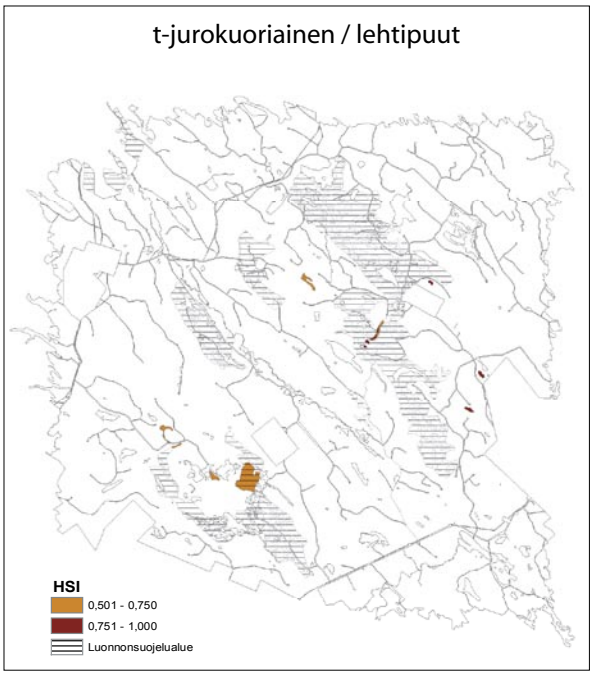
t-murroskolva / kuusi



t-riekonkääpä / mänty

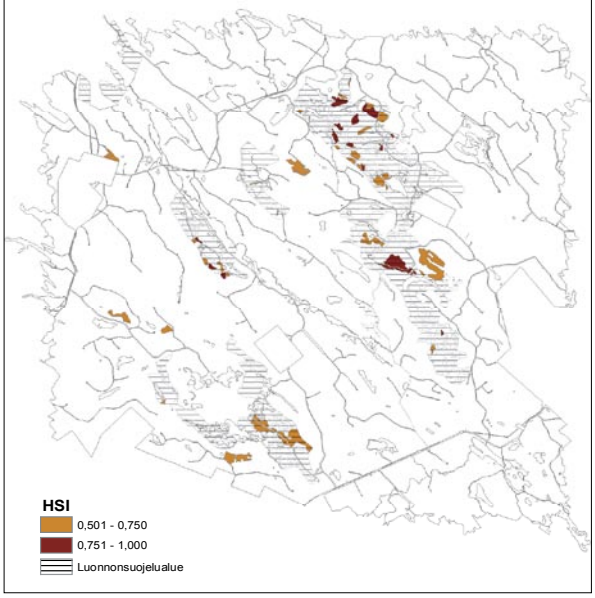


t-jurokuoriainen / lehtipuut

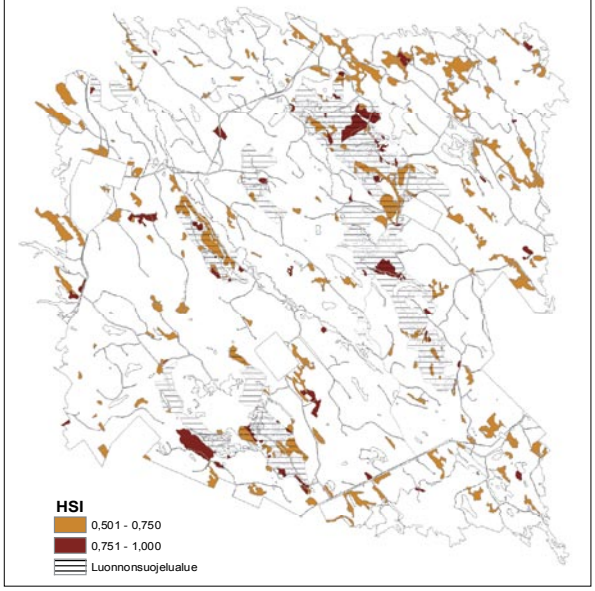


NYKY 2065

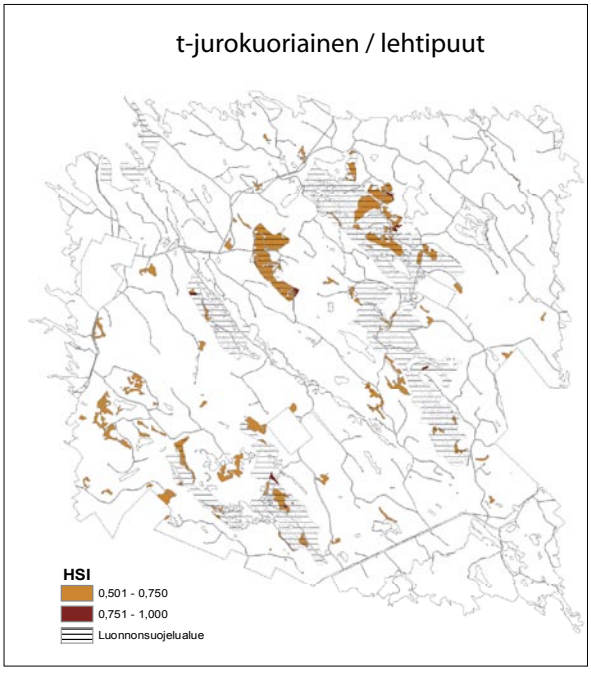
t-murroskolva / kuusi



t-riekonkääpä / mänty

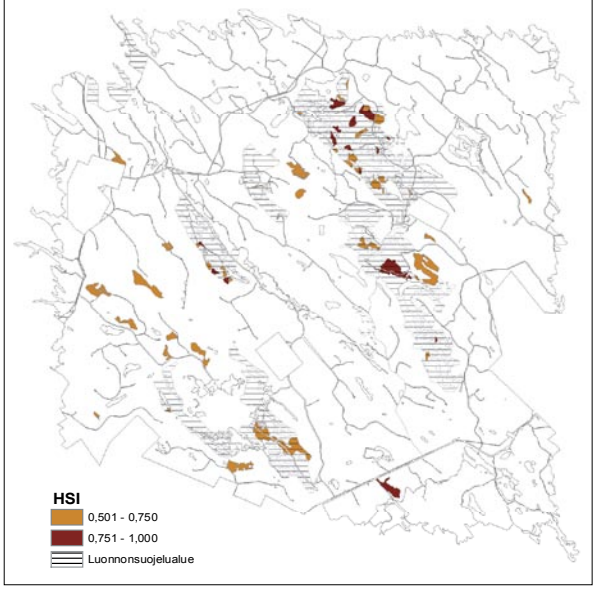


t-jurokuoriainen / lehtipuut

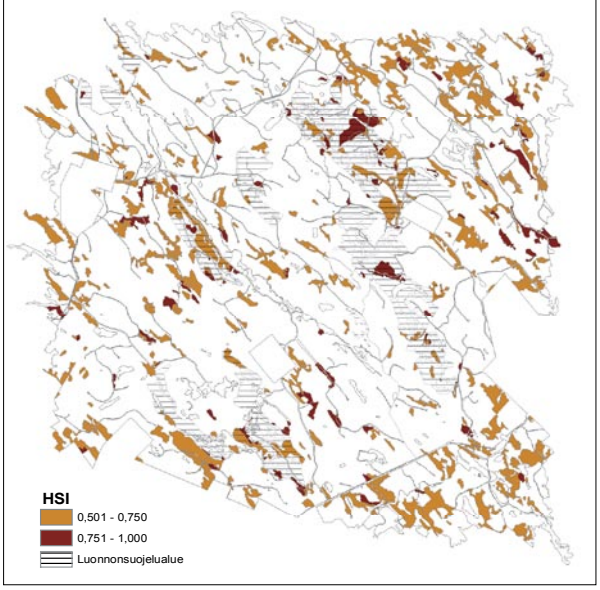


ULKO 2065

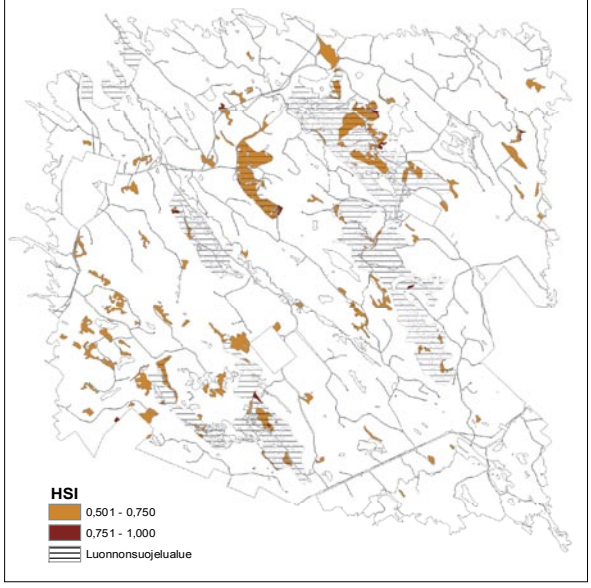
t-murroskolva / kuusi



t-riekonkääpä / mänty

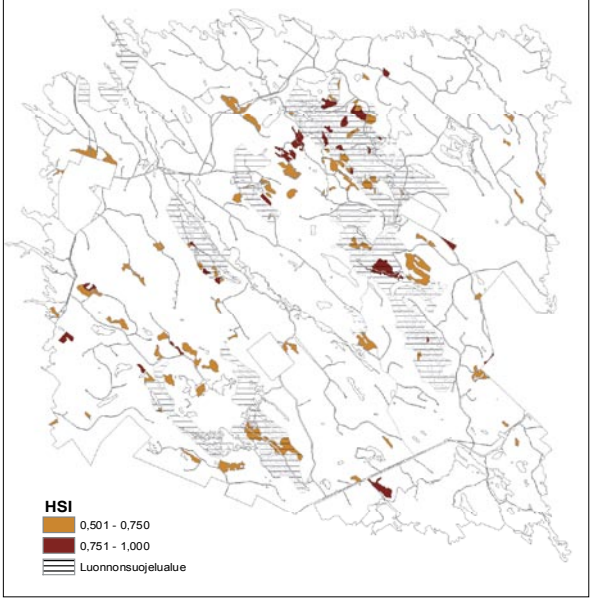


t-jurokuoriainen / lehtipuut

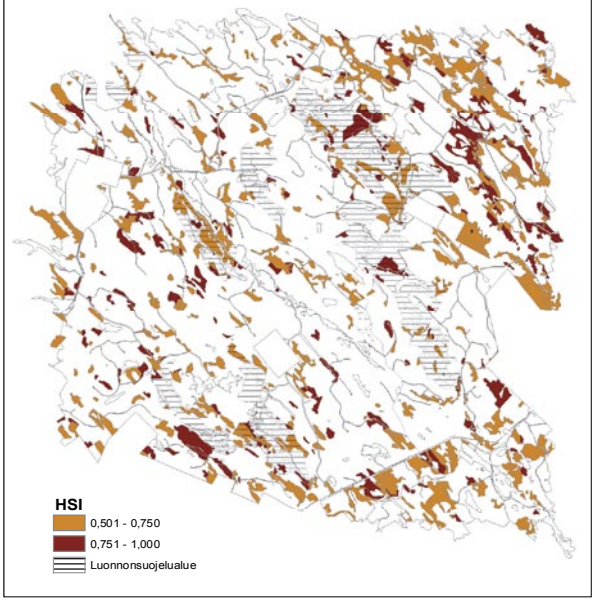


LAJI 2065

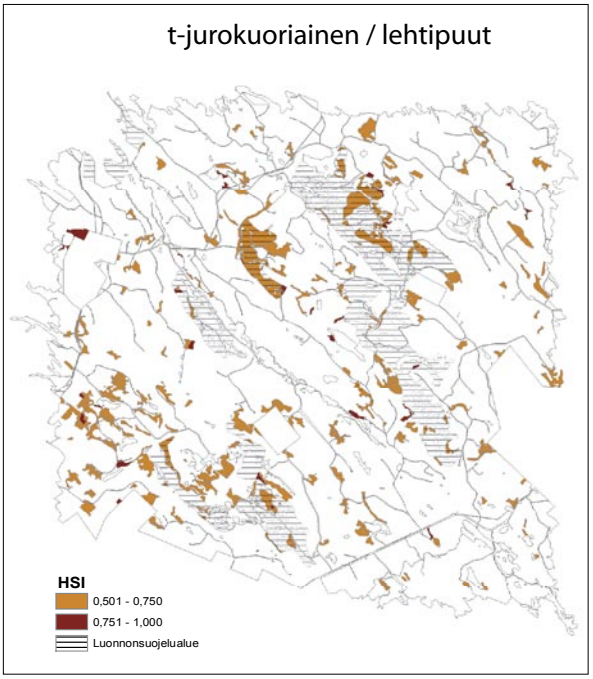
t-murroskolva / kuusi



t-riekonkääpä / mänty

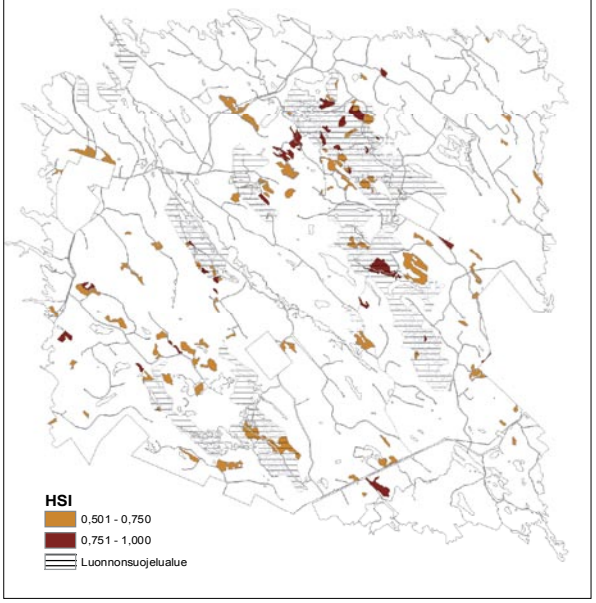


t-jurokuoriainen / lehtipuut

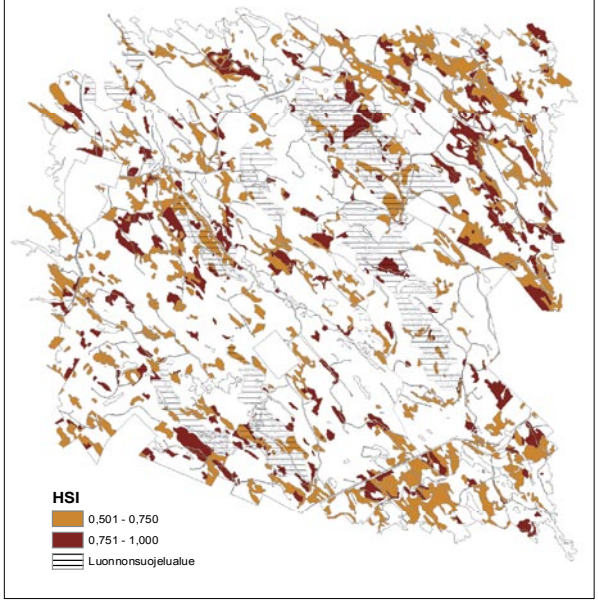


MONI 2065

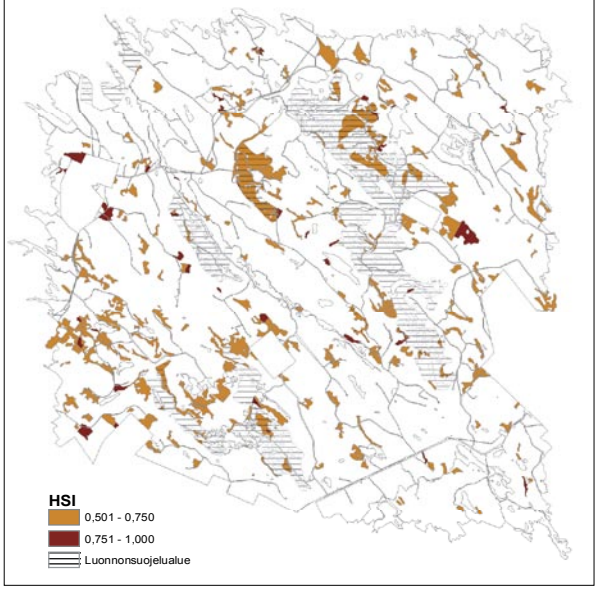
t-murroskolva / kuusi



t-riekonkääpä / mänty



t-jurokuoriainen / lehtipuut



KUVAILULEHTI

Julkaisija	Ympäristöministeriö Alueidenkäytön osasto			*Julkaisuaika* Kesäkuu 2007
Tekijä(t)	Jari Kouki, Olli-Pekka Tikkanen (toim.)			
Julkaisun nimi	**Uhanalaisten lahopuulajien elinympäristöjen turvaaminen suojelualueilla ja talousmetsissä Kustannustehokuus ja ekologiset, ekonomiset sekä sosiaaliset vaikutukset Kitsin seudulla Lieksassa**			
Julkaisusarjan nimi ja numero	Suomen ympäristö 24/2007			
Julkaisun teema	Luonto			
Julkaisun osat/ muut saman projektin tuottamat julkaisut				
Tiivistelmä	Suomessa uhanalaisiin ja silmälläpidettäviin lajeihin sisältyy satoja metsien lajeja. Näistä suuri osa on riippuvaisia lahopuiden esiintymisestä, mutta lajien yksityiskohtaiset elinympäristöt vaihtelevat. Lajeille sopivia elinympäristöjä voi olla sekä suojelualueilla että talousmetsissä, jos niissä vain on lajin edellyttämää lahopuuta riittävästi tarjolla. Lajien esiintymismahdollisuuksien säilyttäminen on haasteellista mm. sen vuoksi, että metsien sukkession myötä sopivien elinympäristöjen määrä voi nopeastikin muuttua. Tutkimuksessa selvitetään, miten paljon suojelualueet ja niitä ympäröivät talousmetsät tarjoavat eri lahopuulajeille sopivaa elinympäristöä nyt ja pitkällä aikavälillä (60 vuotta) tulevaisuudessa. Erityisesti selvitetään, miten aluetason metsien käytössä voidaan suojelualueiden verkosto ja talousmetsien käsittelytavat yhdistämällä toteuttaa lahopuusta riippuvaisen uhanalaisen metsälajiston suojelu kustannustehokkaasti. Tutkimus sisältää ekologisten, taloudellisten ja sosiaalisten vaikutusten arviointia. Mallialueenamme oli 120 km^2 alue Lieksan valtionmailla Pohjois-Karjalassa. Seutukunta on viime vuosikymmeninä joutunut voimakkaan taloudellisen ja sosiaalisen rakennemuutoksen kohteeksi. Metsätalouden työllistävä merkitys seudulla on vähentynyt ja metsän muiden käyttömuotojen kuten virkistyskäytön ja luonnonsuojelun merkitys on kasvamassa. Tutkimuksessa tarkasteltiin aluksi uhanalaisten ja silmälläpidettävien metsälajien elinympäristöjä. Yhteensä 140 tällaista lajia voi esiintyä tutkimusseudulla. Nämä jakautuvat ryhmittelyanalyysin perusteella 27 ryhmään, joiden elinympäristöjä voitiin analysoida metsäsuunnittelun laskennallisilla apuvälineillä. Vaihtelemalla myös metsänhoidon käytäntöjä voidaan arvioida, miten erilaiset puuntuotannolliset ja lajiston suojelun tavoitteet voidaan yhdistää optimaalisesti. Lisäksi tutkimuksessa selvitettiin virkistyskäyttöä painottavien metsien käytön kustannuksia ja vaikutuksia lajien elinympäristöihin. Tulosten mukaan alueen talousmetsien käsittelyä lievästi muuttamalla voidaan lisätä merkittävästi koko alueen uhanalaisten lahopuulajien elinympäristöjä ja ulkoiluarvoa alentamatta olennaisesti puuntuotannon arvoa. Uhanalaisten lajien habitaatin määrää voidaan lisätä pääosin vähentämällä ja lykkäämällä harvennushakkuiden määrää, jolloin metsiin muodostuu aiempaa enemmän keskikokoista lahopuuta. Alueen ulkoiluarvon kasvattaminen on huomattavasti kalliimpaa kuin lajien habitaatin määrän lisääminen, koska se näyttäisi edellyttävän kiertoajan pidentämistä. Tulosten perusteella harvennusten vähentäminen voi olla talousmetsissä kiertoaikojen pidentämistä selvästi tehokkaampi keino lisätä lahopuusta riippuvaiselle uhanalaiselle metsälajistolle sopivaa elinympäristöä. Tehtyjen hiilitaselaskelmien perusteella näyttää myös ilmeiseltä, että metsien rooli ilmakehän hiilidioksidipitoisuuden hallinnassa samalla vahvistuu. Tämä ratkaisu ei kuitenkaan takaa kaikkien uhanalaisten lajien elinympäristöjä. Erityisesti järeissä lahopuissa ja vain luonnontilaisissa metsissä elävät lajit ovat riippuvaisia suojelualueiden tarjoamista elinympäristöistä eivätkä talousmetsät kykene tarjoamaan näille lajeille sopivia elinympäristöjä. Tutkimus on ensimmäinen, jossa tarkastellaan samanaikaisesti sekä talousmetsien että suojelualueiden merkitystä lajien suojelussa ja jossa luodaan tulevaisuuden ennusteita, jotka perustuvat metsien sukkessiokehitykseen ja jossa on mukana samanaikaisesti kaikki merkittävät uhanalaisten lajien ryhmät. Tuloksia ei voi suoraan yleistää metsäalueille, joiden rakenne tai historia poikkeaa mallialueesta. Myös metsien kehitystä ennustaviin malleihin liittyy vielä joukko epävarmuustekijöitä, jotka vaikuttavat tulosten luotettavuuteen.			
Asiasanat	boreaaliset metsät, uhanalaiset lajit, lahopuu, suojelualueet, talousmetsät, kustannustehokas suojelu, sosiaaliset vaikutukset, taloudelliset vaikutukset, monikäyttö			
Rahoittaja/ toimeksiantaja	Ympäristöministeriö			
	ISBN 978-952-11-2744-1 (nid.)	ISBN 978-952-11-2745-8 (PDF)	ISSN 1238-7312 (pain.)	ISSN 1796-1637 (verkkoj.)
	Sivuja 104	*Kieli* suomi	*Luottamuksellisuus* julkinen	*Hinta (sis.alv 8 %)*
Julkaisun myynti/ jakaja	Edita Publishing Oy, Asiakaspalvelu, PL 800, 00043 EDITA puh. 020 450 05, telefax 020 450 2380, sähköposti: asiakaspalvelu.publishing@edita.fi www.edita.fi/netmarket			
Julkaisun kustantaja	Ympäristöministeriö			
Painopaikka ja -aika	Edita Prima Oy, Helsinki 2007			

PRESENTATIONSBLAD

Utgivare	Miljöministeriet Markanvändingsavdelningen			*Datum* Juni 2007
Författare	Jari Kouki, Olli-Pekka Tikkanen (red.)			
Publikationens titel	**Uhanalaisten lahopuulajien elinympäristöjen turvaaminen suojelualueilla ja talousmetsissä Kustannustehokuus ja ekologiset, ekonomiset sekä sosiaaliset vaikutukset Kitsin seudulla Lieksassa** (Tryggandet av livsmiljöer för hotade arter som lever i död ved i skyddsområden och ekonomiskogar – Kostnadseffektivitet och ekologiska, ekonomiska och sociala verkningar i Kitsi i Lieksa)			
Publikationsserie och nummer	Miljön i Finland 24/2007			
Publikationens tema	Natur			
Sammandrag	De hotade och hänsynskrävande arterna i Finland omfattar hundratals skogslevande arter. Av dessa är en stor del beroende av förekomsten av död ved, men arternas specifika livsmiljöer varierar. Lämpliga livsmiljöer kan finnas både inom skyddsområden och ekonomiskogar, om det bara finns tillräckligt med död ved som arten förutsätter. Bevarandet av förutsättningarna för förekomsten av arter är utmanande bl.a. på grund av att skogssuccessionen gör att antalet lämpliga livsmiljöer snabbt kan ändra. I undersökningen utreds i vilken utsträckning skyddsområdena och omgivande ekonomiskogar erbjuder lämpliga livsmiljöer för olika arter som lever i död ved för närvarande och i framtiden i ett längre perspektiv (60 år). Särskilt utreds hur skyddet av hotade skogslevande arter som är beroende av död ved kan genomföras på ett kostandseffektivt sätt vid skogsbruk på regional nivå genom att kombinera nätverket av skyddsområden och behandlingsmetoderna när det gäller ekonomiskogarna. Undersökningen innehåller en bedömning av de ekologiska, ekonomiska och sociala verkningarna. Som modellområde utsågs ett 120 km2 stort område på statsägd mark i Lieksa i Norra Karelen. Den ekonomiska regionen har under de senaste årtiondena varit föremål för en kraftig ekonomisk och social strukturomvandling. Skogsbrukets sysselsättningsskapande betydelse i trakten har minskat och andra former av skogsanvändning har fått en ökad betydelse, såsom rekreation och naturskydd. I undersökningen granskades först livsmiljöerna för hotade och hänsynskrävande skogslevande arter. Sammanlagt 140 sådana arter kan förekomma i den trakt som undersöktes. Dessa indelas enligt en klusteranalys i 27 grupper, vars livsmiljöer kunde analyseras med kalkylmässiga hjälpmedel för skogsplanering. Genom att också variera praxis för skogsvården kan man uppskatta hur olika mål när det gäller virkesproduktion och skyddet av arter kan kombineras på ett optimalt sätt. Dessutom utreddes kostnaderna för nyttjande av skog för rekreationsbruk och konsekvenserna för arternas livsmiljöer. Enligt resultaten kan man genom att något ändra behandlingen av områdets ekonomiskogar betydligt utöka livsmiljöerna för arter som lever i död ved inom hela området och rekreationsvärdet utan att väsentligt reducera virkesproduktionsvärdet. Antalet habitat för hotade arter kan ökas i huvudsak genom att minska och skjuta upp beståndsvårdande avverkning, vilket gör att det bildas mer död ved av medelstorlek än tidigare. Att öka områdets rekreationsvärde är betydligt dyrare än att öka antalet habitat för arter, eftersom det verkar förutsätta en förlängd omloppstid. På basis av resultatet kan en minskning av gallringar i ekonomiskogar vara en klart effektivare metod än att förlänga omloppstiden, när det gäller att utöka livsmiljöer som lämpar sig för de hotade skogslevande arter som är beroende av död ved. Utgående från de kolbalanskalkyler som gjorts verkar det också uppenbart att skogarnas roll för kontrollen av atmosfärens koldioxidhalt samtidigt stärks. Denna lösning garanterar dock inte livsmiljöer för alla hotade arter. Speciellt de arter som lever i grov död ved och endast i skogar i naturtillstånd är beroende av de livsmiljöer som skyddsområdena erbjuder, och ekonomiskogarna kan inte heller erbjuda lämpliga livsmiljöer för dessa arter. Undersökningen är den första i sitt slag där man samtidigt granskar både ekonomiskogarnas och skyddsområdenas betydelse vid skyddet av arter, och där man skapar prognoser för framtiden som baserar sig på skogarnas successionsutveckling och där alla viktiga grupper av hotade arter samtidigt finns med. Resultaten kan inte direkt generaliseras när det gäller sådana skogsområden vars struktur och historik avviker från modellområdets. När det gäller modeller för prognoser av skogarnas utveckling finns det ännu en del osäkerhetsfaktorer som inverkar på resultatens tillförlitlighet.			
Nyckelord	Boreala skogar, hotade arter, död ved, naturskyddsområden, ekonomiskogar, kostnadseffektivt skydd, sociala verkningar, ekonomiska verkningar, mångbruk			
Finansiär/ uppdragsgivare	Miljöministeriet			
	ISBN 978-952-11-2744-1 (hft.)	ISBN 978-952-11-2745-8 (PDF)	ISSN 1238-7312 (print)	ISSN 1796-1637 (online)
	Sidantal 104	*Språk* Finska	*Offentlighet* Offentlig	*Pris (inneh. moms 8 %)*
Beställningar/ distribution	Edita Publishing Ab, Kundservice, PB 800, FI-00043 EDITA tel. +358 20 450 05, telefax +358 20 450 2380, e-mail: asiakaspalvelu.publishing@edita.fi www.edita.fi/netmarket			
Förläggare	Miljöministeriet			
Tryckeri/tryckningsort och -år	Edita Prima Ab, Helsingfors 2007			

DOCUMENTATION PAGE

Publisher	Ministry of the Environment Land Use Department			*Date* June 2007
Author(s)	Jari Kouki, Olli-Pekka Tikkanen (eds)			
Title of publication	**Uhanalaisten lahopuulajien elinympäristöjen turvaaminen suojelualueilla ja talousmetsissä Kustannustehokuus ja ekologiset, ekonomiset sekä sosiaaliset vaikutukset Kitsin seudulla Lieksassa** (Conservation of threatened saproxylic species assemblages in eastern Finland: long-term cost-efficient solutions and their ecological, economic and social implications			
Publication series and number	The Finnish Environment 24/2007			
Theme of publication	Nature			
Parts of publication/ other project publications				
Abstract	Hundreds of forest-dwelling species are threatened in Finland currently. A major part of these species are dependent on decaying wood as their breeding substrate or food, but their specific habitat requirements are variable. Suitable habitats for these saproxylic species may occur in protected areas as well as in managed production forests provided that dead wood is available in sufficient quantities. Because the amount of habitats can change in the course of forest succession, it is a challenging task to maintain suitable habitats for these species. In this study, the current area of potential habitats is explored and their future development (60 years) is predicted in protected and managed forests. Special attention is paid to cost efficient integration of forest management and local conservation area network in order to preserve red-listed saproxylic forest species. This study includes assessment of ecological, economic and social impacts of forest use. The model area was a 120 km^2 landscape in eastern Finland. In past few decades, this region has experienced a major social and economic transformation. The importance of forestry for local economy has declined and importance of recreational use and nature protection, as forest benefits, has increased. An analysis of habitats for red-listed forest species was done first. Based on their distribution, 140 threatened and near-threatened species might occur in the study region. These species were classified into 27 groups that shared their habitat requirements and that were used in habitat modelling. By constructing different forest management plans, it was possible to estimate which different timber production and species protection goals are effective and optimal. In addition, the effect of recreational goals on timber production and species habitat was studied. According to the simulation results, it is possible to increase the amount of habitats for several red-listed saproxylic species and recreational value of forests considerably with only minor economic losses in terms of timber production. More specifically, it is possible to increase the habitat area by decreasing and postponing thinning loggings which increases the availability of medium sized dead wood. In general, it seems to be more expensive to increase recreational value of the forests than to increase area of species habitat, because recreational values are increased mainly by prolonging stand rotation periods. The results suggest that avoiding thinnings in silviculture is clearly more efficient way to increase habitats of red-listed saproxylic species than prolonging stand rotation periods. According to calculations concerning carbon balance of forests, avoiding of thinnings also increases the amount of CO_2 stored in forests. However, avoiding thinnings is not a sufficient solution for protection all the red-listed forest species. Especially those species that require coarse diameter dead wood and/or old-growth microclimate are exclusively dependent on habitats provided by protected forests. This study is the first one to analyse the potential and importance of managed forests and protected areas simultaneously in conservation of biodiversity, and that also predicts forest succession and habitat availability in the future. Also, the study includes all major groups of red-listed forest species. The results cannot be, however, generalised on other areas where forest structure and management history differs from the study area. Also, there is some uncertainty about validity of models of forest dynamics in certain conditions. Thus, the results must be treated with caution.			
Keywords	Boreal forests, red-listed species, dead wood, conservation areas, production forests, cost efficient protection, social impacts, economic impacts, multiple forest use			
Financier/ commissioner	Ministry of the Environment			
	ISBN 978-952-11-2744-1 (pbk.)	ISBN 978-952-11-2745-8 (PDF)	ISSN 1238-7312 (print)	ISSN 1796-1637 (online)
	No. of pages 104	*Language* Finnish	*Restrictions* For public use	*Price (incl. tax 8 %)*
For sale at/ distributor	Edita Publishing Ltd. P.O. Box 800, FI-00043 EDITA tel. +358 20 450 05, telefax +358 20 450 2380, e-mail: asiakaspalvelu.publishing@edita.fi www.edita.fi/netmarket			
Financier of publication	Ministry of the Environment			

Suomessa uhanalaisiin ja silmälläpidettäviin lajeihin sisältyy satoja metsien lajeja. Näistä suuri osa on riippuvaisia lahopuiden esiintymisestä, mutta lajien yksityiskohtaiset elinympäristöt vaihtelevat. Lajeille sopivia elinympäristöjä voi olla sekä suojelualueilla että talousmetsissä, jos niissä vain on lajin edellyttämää lahopuuta riittävästi tarjolla. Lajien esiintymismahdollisuuksien säilyttäminen on haasteellista mm. sen vuoksi, että metsien sukkession myötä sopivien elinympäristöjen määrä voi nopeastikin muuttua. Tutkimuksessa selvitetään, miten paljon suojelualueet ja niitä ympäröivät talousmetsät tarjoavat eri lahopuulajeille sopivaa elinympäristöä nyt ja pitkällä aikavälillä (60 vuotta) tulevaisuudessa. Erityisesti selvitetään, miten aluetason metsien käytössä voidaan suojelualueiden verkosto ja talousmetsien käsittelytavat yhdistämällä toteuttaa lahopuusta riippuvaisen uhanalaisen metsälajiston suojelu kustannustehokkaasti. Tutkimus sisältää ekologisten, taloudellisten ja sosiaaliseten vaikutusten arviontia. Mallialueena on 120 km^2 alue Lieksan valtionmailla Pohjois-Karjalassa. Seutukunta on viime vuosikymmeninä joutunut voimakkaan taloudellisen ja sosiaalisen rakennemuutoksen kohteeksi. Metsätalouden työllistävä merkitys seudulla on vähentynyt ja metsän muiden käyttömuotojen kuten virkistyskäytön ja luonnonsuojelun merkitys on kasvamassa.

UHANALAISTEN LAHOPUULAJIEN ELINYMPÄRISTÖJEN TURVAAMINEN
SUOJELUALUEILLA JA TALOUSMETSISSÄ

YMPÄRISTÖMINISTERIÖ
MILJÖMINISTERIET
MINISTRY OF THE ENVIRONMENT

ISBN 978-952-11-2744-1 (nid.)
ISBN 978-952-11-2745-8 (PDF)
ISSN 1238-7312 (pain.)
ISSN 1796-1637 (verkkoj.)

SUOMEN YMPÄRISTÖ 24 | 2007