

2007

Kolin kansallispuiston Natura 2000 -suojelualueen istutus- ja kylvömetsten ja ojitusalueiden ennallistamissuunnitelma



Kolin kansallispuiston Natura 2000 -suojelualueen istutus- ja kylvömetsten ja ojitusalueiden ennallistamissuunnitelma

Kalle Eerikäinen, Juha-Pekka Hotanen, Hannu Ihme, Lasse Lovén,
Jari Miina, Eevi Nieminen, Kauko Salo, Heli Viiri ja Pekka Äänismaa



METLA



Kolin kansallispuiston Natura 2000 -suojelualueen istutus- ja kylvömetsten ja ojitusalueiden ennallistamissuunnitelma

Kalle Eerikäinen, Juha-Pekka Hotanen, Hannu Ihme, Lasse Lovén,
Jari Miina, Eevi Nieminen, Kauko Salo, Heli Viiri ja Pekka Äänismaa

Metsäntutkimuslaitos – Joensuun toimintayksikkö

Metsäntutkimuslaitoksen koordinoima *LIFE to Koli* –
Kansallispuiston metsten ja niittyjen ennallistaminen -hanke
LIFE2003NAT/FIN/000035

Eerikäinen, K., Hotanen, J.-P., Ihme, H., Lovén, L., Miina, J., Nieminen, E., Salo, K., Viiri, H. ja Äänismaa, P. 2006. Kolin kansallispuiston Natura 2000 -suojelualueen istutus- ja kylvömetsien ja ojitusalueiden ennallistamissuunnitelma. 86 s.

Julkaisija: Metsäntutkimuslaitos, Joensuun toimintayksikkö, Yliopistokatu 6, 80100 Joensuu

Asiasanat: Kaulaaminen, lahopuu, luonnon monimuotoisuus, metsän polttokäsittelyt, talousmetsien ennallistaminen, turvemaiden ennallistaminen

Hyväksynyt: Ylijohtaja Hannu Raitio, 22.3.2007

Kannen kuva: Ismo Hyttinen

Taitto: Seija Partanen

ISBN 978-951-40-2034-6

Kopijyvä Oy

Joensuu, 2007

Alkusanat

Vaarakarjalaisen kansallismaiseman lisäksi Kolin aluetta luonnehtivat geomorfologisesti merkittävät luonnonmuodostumat, monimuotoinen kulttuuriympäristö- ja luonnonmetsälajisto sekä kulttuurihistoriallisesti rikas kaskiperinne. Alueen kansallisesti merkittäviksi katsottujen suojelullisten ja kulttuurihistoriallisten arvojen säilyttämiseksi valtio hankki Kolin ydinalueet hallintaansa vuonna 1907. Metsäntutkimuslaitos on ollut vastuussa alueen hallinnoinnista vuodesta 1924 lähtien. Kansainvälisestikin tunnetuksi tullut Kolin kansallispuisto perustettiin vuonna 1991.

Kolin kansallispuiston pinta-ala on lähes 3 000 hehtaaria, josta noin 85 % kuuluu Euroopan laajuisen Natura 2000 -suojelualueiden verkostoon. Natura 2000 -ohjelman avulla suojellaan Euroopan unionin (EU) alueella esiintyviä luontotyyppisiä ja niistä riippuvaisia eliölajeja. Lisäksi ohjelma pyrkii pysäyttämään luonnon monimuotoisuuden vähenemisen. Kolilla tavataan useita luontotyyppisiä, joista edustavimpia ja luonnonsuojelullisesti merkittävimpiä ovat boreaaliset luonnonmetsät ja lehdot sekä kaskiviljelyn tuloksena syntyneet ahot, niityt ja hakamaat.

Vuosina 2003–2006 Kolin kansallispuistossa toimi Euroopan unionin osittain rahoittama LIFE-Luonto -hanke ”*LIFE to Koli – Kansallispuiston metsien ja niittyjen ennallistaminen*” (LIFE2003NAT/FIN/000035). Metsäntutkimuslaitoksen koordinoiman LIFE-hankkeen tavoitteena oli turvata Kolin kansallispuiston Natura 2000 -alueen arvokkaiden luontotyyppien ja monimuotoisen lajiston suotuisa suojelutaso. Hankkeessa laadittiin kaskeamisen, ennallistamisen sekä perinneympäristöjen ja lehtojen hoidon suunnitelmat. Suunnitelmien toteutus ja toimenpiteiden vaikuttavuuden seurannat käynnistettiin osana hanketta. Ennallistamissuunnitelma on yksi voimassa olevan Kolin kansallispuiston hoito- ja käyttösuunnitelman erillissuunnitelmista, joiden tavoitteena on Kolin kansallispuiston kehittäminen.

Tämän ennallistamissuunnitelman tehtävänä on lisätä Kolin kansallispuiston Natura 2000 -alueella tavattavien luontotyyppien (LT) ”boreaaliset luonnonmetsät” (LT 9010) ja ”puustoiset suot” (LT 91D0) laadullista ja määrällistä edustavuutta. Suunnitelmassa esitetyn 20 vuoden toimenpideohjelman mukaisesti tavoitteena on ennallistaa noin 380 hehtaaria kivennäismaiden entisiä talousmetsiä ja lähes 80 hehtaaria ojitusalueita. Ennen LIFE-hanketta tehtyihin erillisinventointeihin, suunnittelun pohjana toimineen tietosisällön koostamiseen ja lopullisen suunnitelman laadintaan osallistui Kolin kansallispuiston ja LIFE-hankkeen työntekijöitä sekä Metsäntutkimuslaitoksen Joensuun toimintayksikön tutkijoita. Heidän lisäksi haluan kiittää professori Jari Koukia Joensuun yliopiston metsätieteellisestä tiedekunnasta ja Pohjois-Karjalan ympäristökeskuksen biologeja Sirkka Hakalis-toa ja Arvo Ohtosta suunnitelman käsikirjoitukselle antamistaan rakentavista kommentteista.

Joensuussa 31. päivänä lokakuuta 2006

Kalle Eerikäinen

Vanhempi tutkija, *LIFE to Koli* -hankkeen koordinaattori

Sisällys

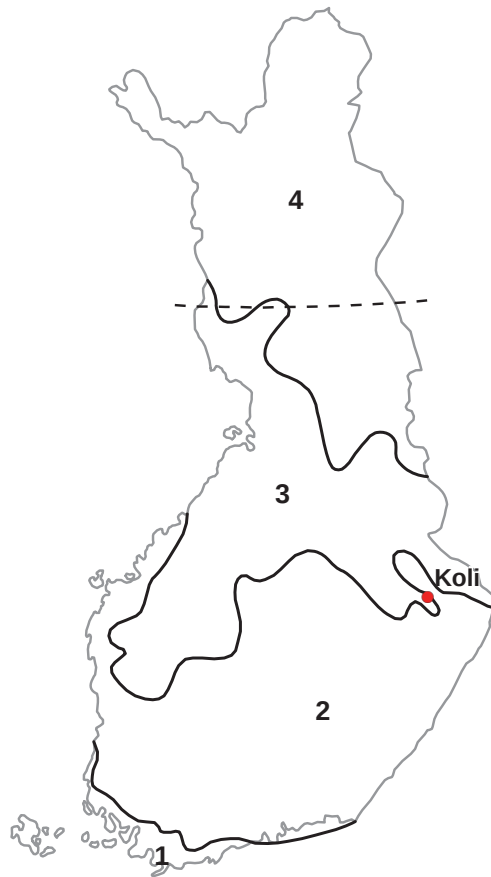
1 Johdanto	7
1.1 Kolin kansallispuisto	7
1.2 Ennallistamissuunnitelman tavoite	9
2 Boreaaliset luonnonmetsät ja luonnontilaiset suot	10
2.1 Metsien luontainen kehitysdynamiikka	10
2.2 Suot	10
2.3 Paloekologia	11
2.4 Pienaukkodynamiikka	15
2.5 Kuollut puuaines	16
3 Metsäluonnon ennallistaminen	21
3.1 Ekologiset perusteet	21
3.2 Kivennäismaiden talousmetsien ennallistaminen	22
3.3 Ojitetut suot ja niiden ennallistaminen	24
3.4 Geneettinen monimuotoisuus ja alkuperä	26
4 Kolin luonnonvarainventoinnit	28
4.1 Ennallistamissuunnitelman laadinnassa käytetyt inventointitiedot	28
4.2 Kivennäismaiden istutus- ja kylvömetseen erillisinventointi	28
4.2.1 Viljelymetsäkuvioiden kartoitus	28
4.2.2 Tulokset	29
4.3 Ojitettujen soiden erillisinventointi	36
4.3.1 Mittaus- ja arviointimenetelmät	36
4.3.2 Tulokset	36
5 Viljelymetsien ennallistamisen ennakkosuunnittelu	40
5.1 Taustaa	40
5.2 Monimuotoisuusindeksi	40
5.3 Maisema-analyysi	41
5.4 Kivennäismailla käytettävien ennallistamismenetelmien suositukset	43
5.5 Ojitettujen alueiden ennallistamissuunnittelu	44
6 Ennallistamisvaikutusten seuranta	50
6.1 Seurantojen perusteet	50
6.2 Kolilla toteutettava ennallistamisvaikutusten perusseuranta	52

7 Ennallistamisohjelma.....	54
7.1 Ohjelman toteutus ja aikataulu	54
7.2 Menetelmät	57
7.3 Maastosuunnittelu ja dokumentointi	57
7.4 Riskien hallinta	59
7.5 Kustannusarvio.....	60
7.6 Ohjelman vaikutukset Kolin Natura 2000 -luontotyyppien suojelutasoon	60
Kirjallisuus	62
Liitteet	72

1 Johdanto

1.1 Kolin kansallispuisto

Kolin kansallispuisto sijaitsee Pielisjärven länsipuolella, Enon ja Kontiolahden kuntien sekä Lieksan kaupungin alueella. Kasvitieteellisesti tarkasteltuna Koli sijoittuu etelä- ja keskiboreaalisen kasvillisuusvyöhykkeen vaihettumisalueelle (kuva 1). Alueen vuotuinen lämpösumma on korkeus-
asemasta riippuen 1000–1100 d.d., korkeuden merenpinnasta vaihdellessa 94–347 m. Kallioperän, pinnanmuotojen ja pienilmaston vaihtelevuus tekee alueen luonnosta erittäin monimuotoisen. Lisäksi ihmistoiminta on muuttanut alueen luontoa voimakkaasti. Kolin maisemassa hallitsevia tekijöitä ovat vaaramaiseman muodon ja mittakaavan määrittävä kallioperä sekä Pielisjärven laaja pinta (Antikainen 1993).



Kuva 1. Kolin sijainti etelä- ja keskiboreaalisen kasvimaantieteellisen vyöhykkeen rajalla. 1 hemiboreaalinen vyöhyke, 2 eteläboreaalinen vyöhyke, 3 keskiboreaalinen vyöhyke ja 4 pohjoisboreaalinen vyöhyke (ks. Kalliola 1973).

Valtio hankki maa-alueita Ukko-Kolilta ensimmäisen kerran vuonna 1907, koska alueella oli jo tuolloin todettu olevan merkittäviä kulttuurillisia, maisemallisia ja matkailullisia arvoja. Kolin valtionpuiston perustamisesta vuodesta 1924 lähtien valtion omistamien maa-alueiden hallinnoinnista on ollut vastuussa Metsäntutkimuslaitos (Metsähallitus 1924). Kolin kansallispuiston kokonaispinta-ala perustamishetkellä vuonna 1991 oli 1135 hehtaaria (Laki Kolin... 1991). Nykyisin kansallispuisto kattaa lähes 3000 hehtaarin laajuisen alueen, josta vesialueiden osuus on 185 hehtaaria. Vuosittain kansallispuistossa vierailee yli 100 000 matkailijaa ja retkeilijää.

Pääosa alueesta kuuluu eteläboreaaliseen kasvillisuusvyöhykkeeseen, mutta osa Pielisen saarista sekä Kolin vaarojen lakiosat kuuluvat keskiboreaaliseen Pohjanmaa–Kainuu -metsätyypivyöhykkeeseen. Kolin ympäristöstään poikkeavia ilmasto-oloja ilmentävät pohjoisten metsätyyppien esiintymät, eri ilmansuuntiin avautuvien rinteiden toisistaan poikkeava kasvillisuus sekä tykkylumen kertymisestä aiheutuneet puustovauriot. Myös alueen maaperä on erittäin vaihtelevaa; pinnanmuotojen vaihtelevuuden lisäksi vaihtelevuutta kasvillisuuteen tuovat kallioperän emäksiset vulkaanista alkuperää olevat juonet, joissa esiintyy lehtokasvillisuutta (Kärkkäinen 1994).

Laaja-alaista kaskeamista on todistettavasti harjoitettu Kolin alueella 1600-luvulta lähtien. Koli asutettiin pysyvästi kuitenkin vasta 1740-luvulla. Vuosina 1745–60 Jerojärven pohjoispuoleiselle alueelle Kolinvaarasta länteen perustettiin yhteensä kahdeksan uudistilaa (Oinonen-Edén 1991). Vakituisten asujaimistojen syntymisen seurauksena kaskeaminen lisääntyi ja alueen metsiä alettiin hyödyntää karjan laiduntamiseen. Osa kaskialueista kehittyi kiertokaskiviljelyyn, laiduntamisen ja heinänniiton seurauksena vähitellen ahoiksi. Parhaat ahoista muutettiin kivenraivauksella, lannoituksella ja jatkuvalla maanmuokkauksella pelloiksi, mikä merkitsi myös pysyvän asutuksen saapumista Kolille. Ensimmäisiä Kolille perustettuja maatiloja ovat nykyisen kansallispuiston Natura 2000 -alueella sijaitsevat Ollilan, Vaaralan ja Seppälän tilat. Ukko-Kolin ydinaluetta lukuun ottamatta kansallispuiston Natura 2000 -alueen metsät ovat olleet metsätaloudellisessa käytössä aina 1800-luvun lopulta lähtien. Suurimassa osassa alueen metsiä on siis tehty eriasteisia hakkuita ja metsänviljelytoimenpiteitä. Myös soiden ojituksia on toteutettu yleisesti 1950-luvun jälkeen.

Kolin kansallispuiston yhtenä lakisääteisenä tehtävänä on kaskitalouden muovaaman maiseman ja kaskenpolton seurauksena kehittyvien kulttuuriympäristöjen sekä niitä suosivien kasviyhteisöjen ylläpito (Laki Kolin... 1991). Kolin kaskiperinteen elvyttämiseksi, kaskeamisen seurauksena kehittyvien luontotyyppien ja maisemallisten tekijöiden palauttamiseksi sekä kaskeamisesta riippuvaisten eliölajien elinolosuhteiden parantamiseksi käynnistettiin ennallistava kaskeamistoiminta vuonna 1994. Kaikki vuoden 1994 jälkeen poltetut kasket sijaitsevat kansallispuiston Natura 2000 -alueella.

Kaskeaminen sisältää piirteitä sekä ekologisesta ennallistamisesta että elinympäristöjen hoidosta. Ennallistaminen on toimintaa, jolla pyritään nopeuttamaan ihmisen muuttaman ekosysteemin palautumista luonnontilaan, kun taas elinympäristöjen hoidossa pyritään säilyttämään luonnonhoitokohteen tietty kehitysvaihe (Ennallistamistyöryhmä 2003). Kaskeamisen tavoitteena on luoda ja ylläpitää luonnon monimuotoisuuden kannalta tärkeitä kaskiviljelyn aikaansaamia elinympäristöjä, joiden ominaispiirteitä ovat osittain palanut puuaines ja kasketuille alueille aikaa myöten kehittyvät lehtipuumetsät. Kaskeamisen avulla tuotetaan tutkimus- ja koulutuskohteita, poistetaan alueella esiintyvää vierasta geneettistä alkuperää olevaa puustoa, avarretaan maisemakuvaa, lisätään metsiköiden eri-ikäisrakenteisuutta ja tuotetaan elämyksiä matkailijoille.

Jo käynnistyneen kaskeamistoiminnan lisäksi Kolin kansallispuiston Natura 2000 -suojelualueella on vuodesta 2003 lähtien toteutettu metsien ja puustoisten soiden ennallistamistoimenpiteitä, joiden avulla pyritään lisäämään boreaalisten luonnonmetsien alueellista kattavuutta sekä luonnontilaistamaan metsätaloudellisessa käytössä aiemmin olleita puustoisia boreaalisia soita ja lehtoja. Kolin Natura 2000 -alueen metsien ennallistamisella pyritään palauttamaan ihmisen muokkaamia elinympäristöjä takaisin luonnontilaan (ekologinen ennallistaminen) ja tuottamaan alueelle ominaisia, kaskikulttuurin muokkaamia luontotyyppisiä, jotka ovat harvinaistuneet ja häviämässä ja joiden olemassaolo tukee niistä riippuvaisten eliölajien säilymistä.

1.2 Ennallistamissuunnitelman tavoite

Kolin kansallispuiston Natura 2000 -alueen istuttamalla ja kylvämällä perustettujen talousmetsien ennallistamissuunnitelman laadinta toteutettiin osana Euroopan unionin osittain rahoittamaa LIFE-Luonto -hanketta ”*LIFE to Koli* – Kansallispuiston metsien ja niittyjen ennallistaminen”. *LIFE to Koli* -hankkeen päätavoite oli turvata Kolin kansallispuiston Natura 2000 -alueen arvokkaiden luontotyyppien ja monimuotoisen lajiston suotuisa suojelutaso.

Eräs keino *LIFE to Koli* -hankkeen edellä mainittuun päätavoitteeseen pääsemiseksi on laatia Natura 2000 -luontotyyppien (LT) ”boreaalinen luonnonmetsä” (LT 9010) ja ”puustoiset suot” (LT 91D0) (ks. Airaksinen & Karttunen 1998) suojelluksen tason kohottamiseen tähtäävä ennallistamissuunnitelma ja käynnistää suunnitelmassa esitettävien ennallistamistoimenpiteiden toteuttaminen alueen aiemmin talouskäytössä olleissa metsissä ja ojitetuilla soilla lisäämällä niissä luonnonmetsille tyypillisiä ominaisuuksia, joita ovat lahopuun esiintyminen, sekapuustoisuus sekä puiden vaihteleva tilajärjestys, eri-ikäisyys ja -kokoisuus. Tavoitteeseen pyritään puita poistamalla ja kaulaamalla, metsiä pienaukottamalla ja polttamalla sekä oja patoamalla. Suunnitelma laaditaan 20 vuodelle, jona aikana on tavoitteena ennallistaa kivennäismaiden talousmetsiä 370 ha ja ojitettuja soita 70 ha. Suunnitelmassa esitettävien ennallistamiskohteiden toteutus jakaantuu kolmelle eri kaudelle. *LIFE to Koli* -hankkeen aikana vuosina 2003–2006 tullaan hankesuunnitelman mukaisesti ennallistamaan kivennäismailla sijaitsevia talousmetsiä vähintään 100 ha ja ojitettuja soita 25 ha. Suunnitelmassa esitetään ennallistamisen tavoitepinta-alat ja kohteet myös toiselle toteutuskaudelle 2007–2010, joka kattaa *LIFE to Koli* -hankkeen jälkeisen ja vuonna 2010 päättyvän kansallispuiston runkosuunnitelmakauden (2003–2010). Jäljelle jäävät kivennäismaiden metsien ja soiden ennallistamiset tullaan toteuttamaan suunnitelmassa esitettävillä kohteilla kolmannen toteutuskauden aikana vuosina 2011–2023.

Luonnonhoitotoimenpiteiden toteutuksen lisäksi hankkeessa käynnistetään ennallistamistoimien toteutuksen ja vaikutuksen seuranta. Seuranta käsittää tehtyjen toimenpiteiden teknisen tehokkuuden ja ekologisten vaikutusten dokumentoinnin sekä mittaustietojen analysoinnin lisäksi toimenpiteiden ja niiden vaikuttavuuden havainnollistamiseen käytettävien mallikohteiden suunnittelun ja valinnan. Toimenpiteiden dokumentoinnin, seurantatutkimuksen ja havainnollistamisen perimmäisenä tavoitteena on lisätä metsäluonnon hoitoon liittyvää ennallistamistietoutta sekä välittää tietoa ja käytännön kokemuksia kansallispuistojen ja suojelualueiden hoidosta ja suunnittelusta vastuussa olevien tahojen sekä oppilaitosten käyttöön.

Suunnitelmassa esitetään Kolin kansallispuiston Natura 2000 -alueen aiemmin talouskäytössä olleiden viljelymetsien ja ojitetujen soiden ennallistamisohjelma ekologisine, maisemallisine ja taloudellisine perusteluineen. Suunnitelman lähtötiedot on koottu aiemmin toteutetuissa luonnonvarainventoinneissa. Suunnitelmassa tuodaan esille vaihtoehtoisia menettelytapoja luonnonhoidon toteuttamiselle. Lisäksi esitellään toimenpideohjelma ennallistamistoimien vaikutusten seurannalle. Suunnitelmassa ei käsitellä vesistöjen ennallistamista eli metsäojituksen mahdollisesti muuttamien alueen järvien ja lampien palauttamista ennen ojituksia vallinneeseen tilaan. Tässä suunnitelmassa ei myöskään käsitellä jatkuvien luonnonhoitotoimien kohteena olevia erityiskohteita kuten ahot, niityt ja lehdot, joiden kunnostustoimenpiteet ja hoito ohjeistetaan erillisissä suunnitelmissa.

2 Boreaaliset luonnonmetsät ja luonnontilaiset suot

2.1 Metsien luontainen kehitysdynamiikka

Luonnontilaisten metsien rakenteen ja toiminnan ymmärtäminen muodostaa perustan kaikille metsien ennallistamistoimenpiteille (Landres ym. 1999, Bergeron ym. 2002, Kuuluvainen 2002, Lilja ym. 2005). Luonnonmetsät ovat monimuotoisia ja kaikilta hierarkiatasoiltaan heterogeenisiä kokonaisuuksia (Kuuluvainen 2002). Monimuotoisuudessaan rikkaiden boreaalisten luonnonmetsien toiminnallista ymmärtämistä vaikeuttaa osaltaan se, että niissä havaittavien luonnonprosessien jatkuvuus on sidoksissa erilaisten häiriöiden esiintymiseen. Esseen ym. (1997) pitävät viittä tekijää erityisen tärkeinä boreaalisten metsien monimuotoisuudelle: metsäpalot, lehtipuut, aukkodynamiikka, metsän peitteellisuuden ajallinen jatkuvuus sekä lahopuu.

Monimuotoisuuden ohella tärkeä boreaalisen luonnonmetsän tyyppitapausten määrittämistä Suomen oloissa vaikeuttava tekijä on se, että kattavaa tietoa luonnonmetsien kehityksestä ja rakenteesta on lähes mahdotonta hankkia nykyisiä metsiä tutkimalla; eteläisen Suomen luonnontilaiset metsät ovat pirstoutuneita ja pienialaisia alueellisia yksiköitä, minkä lisäksi niitä on metsävaroihimme nähden lukumääräisesti tarkasteltuna vähän. Tietoa luonnonmetsien kehityksestä voidaan kuitenkin hankkia esimerkiksi luonnonmetsien kasvu- ja tuottotaulukoista (esimerkiksi Ilvessalo & Ilvessalo 1975), paleoekologisin tutkimuksin (Tolonen ym. 1991, Pitkänen 1999) tai analysoimalla historiallisia arkistomateriaaleja (Uotila ym. 2002). Lisäksi voidaan tutkia Suomen metsien kanssa ekologisilta lähtökohdiltaan samankaltaisia mutta luonnontilaisia metsiä. Erityisesti Venäjän laajat, lähes koskemattomat metsäalueet tarjoavat ainutlaatuisen vertailukohdan Suomen talousmetsille (Rouvinen 2002). Eräs keino luonnonmetsien rakenteen tutkimiseksi on hyödyntää matemaattista mallintamista (Pennanen 2002).

2.2 Suot

Käsite suo voidaan määritellä eri tavoin. Geologinen suon määritelmä edellyttää, että tarkasteltavan kohteen turvekerrostuman paksuus on vähintään 30 senttimetriä (Seppä ym. 1993, Laine ym. 1996). Biologisen määritelmän mukaan suo on turvetta tuottava, kostea ja lisäksi terrestrinen ekosysteemi (Seppä ym. 1993). Monimuotoisuudessaan suot ovat ainutlaatuisia ekosysteemejä. Tärkeimpiä soiden erilaisuutta aiheuttavia ympäristögradientteja eli vaihtelusuuntia ovat ravinteisuus, kosteus ja happamuus, joiden yhdysvaikutuksesta (ohjaamana) suokasvillisuuden rakenne määräytyy.

Luonnontilaisten soiden kasvupaikat voidaan ravinteisuuden perusteella luokitella ombrotrofiin ja minerotrofiin kasvupaikkoihin. Ombrotrofisten kasvupaikkojen suokasvillisuus saa lisäravinteita ainoastaan sadevesien mukana. Jos suolle tulee lisäravinteita myös suoalueen ulkopuolelta, kasvupaikka luokitellaan minerotrofiseksi. Minerotrofiset kasvupaikat ovat ravinteisuudeltaan ombrotrofisia ravinteikkaampia, minkä lisäksi niiden ravinteisuustasoissa on enemmän vaihtelua. Minerotrofiset suot jaetaan ravinteisuuden mukaan kolmeen luokkaan eli oligotrofiin, mesotrofiin ja eutrofiin soihin.

Useissa tapauksissa ravinteisuutta enemmän suokasvillisuuden lajistorakenteeseen vaikuttaa kasvupaikan happamuus (Heikkilä 1987). Happamilla kasvupaikoilla elävät kasvit pystyvät vaihtamaan

omia vetykationeita tehokkaasti ravinnekationeihin, eli niillä on hyvä kationinvaihtokapasiteetti (Seppä ym. 1993). Happamuus on läheisessä suhteessa kasvupaikan ravinteisuuteen, koska kasvit ravinteiden oton yhteydessä muuttavat ympäristöään happamammiksi (Seppä ym. 1993). Vähiten happamia ovat eutrofiset suon osat, kun taas happamimpia ovat kuivahkot ombrotrofiset suoalueet.

Tärkein soiden vaihtelusuunnista on kuitenkin kosteus. Vesitalouden hallitsevuutta korostaa ylläpitäjärjestelmästä käytetty nimitys ekohydrologia (Laine & Vasander 2005). Pohjaveden pintaan nähdessä eri korkeuksilla kasvaa erilaista suokasvillisuutta. Tämän perusteella suokasvillisuus on jaettu mätäspinta-, välipinta- ja märkäpintalajeihin. Suon pohjaveden pinnan alapuolista anaerobista kerrosta kutsutaan katotelmaksi ja yläpuolista kerrosta akrotelmaksi (Laine ym. 1996).

Maamme alkuperäisestä noin 10,4 milj. ha:n suopinta-alasta noin 4,2 milj. ha on luonnontilaista, ojitamatonta suota (Joensuu 2004). Siitä valtaosa, kuten suojellustakin soita (yhteensä noin 850 000 ha), sijaitsee aapasuoalueella Suomen pohjoisosassa (Aapala ym. 1998). Metsätalouden tarpeisiin soita on ojitettu reilut 5 milj. ha. 1950-luvun alusta lähtien noin 700 000 ha lähinnä entisiä ohutturpeisia soita, useimmiten korpia, on muuttunut turvekerroksen maatumisen vuoksi kivennäismaiksi (Tomppo 2000). Maatalouskäyttöön on raivattu noin 0,7 milj. ha soita, ja turvesoina on (ollut) yhteensä noin 120 000 ha (Joensuu 2004). Suoluonto on köyhtynyt erityisesti eteläisessä Suomessa, jossa ojitusprosentti on peräti noin 75.

Kasvitieteellisin perustein toisistaan erotetuista Suomessa esiintyvistä noin sadasta suotyyppistä hyvin harvinaisia eli valtakunnallisesti uhanalaisia on 12 tyyppiä, minkä lisäksi kasvillisuusvyöhykkeittäin uhanalaisia on 11 tyyppiä. Uhanalaiset suotyyppit ovat pääasiassa erilaisia lettoja, lähteikköjä ja lähdesoita, reheviä tai osaksi puustoisia korpia sekä puustoisia luhtia (Aapala ym. 1998).

2.3 Paloekologia

Tuli on vaikuttanut suoraan tai epäsuorasti metsäekosysteemeihin koko niiden evoluutiokehityksen ajan (Pyne 1996). Myös boreaalisissa luonnonmetsissä merkittävin ekosysteemin häiriötekijä sukcession alkuun saattajana on tuli (Zackrisson 1977, Goldammer & Furyaev 1996); boreaalisen vyöhykkeen metsien luontainen uudistuminen on yleisimmin tapahtunut metsäpalojen kautta (Angelstam & Rosenberg 1993, Hannelius 1995).

Viime vuosikymmenien aikana tehty tutkimus on lisännyt merkittävästi tietoa tulen merkityksestä eri luonnonprosesseille, jotka saavat aikaan boreaalisten metsien biologisen monimuotoisuuden. Paloekologista tutkimusta on tehty etenkin Pohjois-Amerikassa (mm. Heinzelman 1981). Eri kasvillisuusvyöhykkeillä tehtyjen paloekologisten tutkimusten tuloksia ei voi kuitenkaan soveltaa suoraan muilla mantereilla, koska esimerkiksi Pohjois-Amerikassa metsäpalot ovat Pohjois-Euroopan metsäpaloihin verrattuna yleensä voimakkaampia ja ne toistuvat useammin (Johnson 1992). Tämä johtuu Pohjois-Amerikan metsien yhtenäisemmästä rakenteesta, metsäpaloille suotuisammasta ilmastosta ja soiden pienemmästä osuudesta suhteessa metsien kokonaispinta-alaan.

Pohjois-Ruotsissa esiintyi vuosien 1350 ja 1650 välisenä aikana Niklassonin ja Granströmin (2000) tekemien tutkimusten mukaan keskimäärin 0,1 metsäpaloa 100 hehtaarin suuruisella alueella 100 vuoden aikana. Tämän jälkeen metsäpalofrekvenssi kasvoi ihmisvaikutuksen vuoksi ja 1800-luvun puolivälissä se oli keskimäärin 1,2 metsäpaloa 100 hehtaarin alueella 100 vuoden aikana. Vuositaittain palaneiden metsien kokonaispinta-ala ei kuitenkaan kasvanut yhtä nopeasti saman aikajakson

aikana, koska yksittäisten metsäpalojen pinta-ala alkoi laskea. Metsien historian selvittämisessä onkin tärkeää tuntea sekä metsäpalojen kokonaispinta-ala että yksittäisten palojen lukumäärä, koska ne voivat olla riippuvaisia toisistaan (Niklasson & Granström 2000). Angelstamin ja Rosenbergin (1993) kehittämän ASIO-mallin avulla on puolestaan arvioitu, että ilman ihmisen vaikutusta Ruotsissa palaisi 10 % metsämaasta keskimäärin kaksi kertaa vuosisadassa ja kerran vuosisadassa 70 %. Kerran kahdessa sadassa vuodessa metsistä palaisi 15 %. Jäljelle jäävä metsämaan alue eli noin 5 % ei palaisi koskaan. Suomessa metsäpaloja on systemaattisesti tilastoitu valtion metsistä vuodesta 1865 lähtien (Saari 1923). Saari (1923) luokitteli metsäpalot viiteen luokkaan palointensiteetin mukaan seuraavasti: 1) puut eivät vahingoittuneet metsäpalossa tai vahingoittuivat hyvin vähän, 2) alikasvospuut vahingoittuivat, 3) metsä vahingoittui osittain, 4) metsä vahingoittui suurimmaksi osaksi ja 5) tuntematon syy.

Engelmark (1984) on tutkinut Pohjois-Ruotsissa 600 vuoden aikana tapahtuneita metsäpaloja. Lehtonen ja Huttunen (1997) ja Lehtonen ym. (1996) puolestaan ovat tutkineet metsäpalojen historiaa ja ihmisten vaikutuksia metsäpaloherkkyyksiin Itä-Suomessa. Pitkäsen (1999) paleoekologisten tutkimusten mukaan Itä-Suomen kangasmetsät paloivat ennen merkittävää ihmisvaikutusta keskimäärin 130–180 vuoden välein. Wallenius ym. (2004) ovat selvittäneet metsäpalojen historiaa suhteessa metsätyyppiin ja kasvillisuuden rakenteeseen.

Metsien paloherkkyys riippuu monesta eri tekijästä, joista merkittävimpiä on kasvupaikan kosteus, mikä lisääntyessään ehkäisee tulen syttymistä; kosteimmat kasvupaikat eivät ole palaneet juuri koskaan (Segerström ym. 1994). Toisaalta rehevien kasvupaikkojen kasvillisuus ei ole yhtä syttymisherkkää kuin karujen kasvupaikkojen kasvillisuus (Goldammer & Furyaev 1996). Paloherkkyys riippuu myös alueen topografiasta, sillä kuperat alueet palavat useammin kuin koverat (Zackrisson 1977) ja etelään avautuvat rinteet useammin kuin pohjoisrinteet. Lisäksi ilman kosteus kasvaa ja sitä kautta paloherkkyys vähenee siirryttäessä etelästä pohjoiseen tai korkeussuunnassa ylöspäin (Zackrisson 1977, Sannikov & Goldammer 1996).

Metsän syttymisherkkyyteen ja palon intensiteettiin vaikuttaa myös niin kutsuttu palokuorma. Luonnonmetsien paloherkkyys kasvaa metsän ikääntyessä, kun kuolleen puuaineksen määrä kasvaa puuston luontaisen itseharvenemisen seurauksena, mutta paloherkkyyteen vaikuttavat merkittävästi myös erilaiset puustokuolemia aiheuttavat luonnontuhot (Oliver & Larson 1996). Esimerkiksi myrskyn, metsäpalon tai lumituhon seurauksena syntyy runsaasti kuollutta ja vaurioitunutta puuainesta, jonka syttymisherkkyys on korkeimmillaan heti tuhoa seuraavina vuosina (Oliver & Larson 1996). Viime aikoina palokuorman määrän ja laadun merkitystä ovat ennallistamispolttojen onnistumisen kannalta tutkineet muiden muassa Lilja ym. (2005).

Kesän sääolot vaikuttavat myös voimakkaasti vuotuisen metsäpalojen esiintymiseen. Nykyisin metsäpaloja torjutaan Suomessa tehokkaasti, mistä on osoituksena se, että esimerkiksi vuosien 1980 ja 1999 välisenä aikana vuosittain paloi keskimäärin vain 464 hehtaaria metsää. Metsäpalojen vuosittainen lukumäärä on pysynyt melko tasaisena 1950-luvulta tähän päivään saakka, jona ajanjaksona vuosittain esiintyi vain noin 570 metsäpaloa. Sen sijaan metsäpalojen keskimääräinen pinta-ala laski 1980-luvulle saakka, jonka jälkeen se on ollut alle yksi hehtaari. Metsäpalojen pienialaisuus johtuu Suomen metsien mosaiikkimaisesta rakenteesta sekä tehokkaasta metsäpalojen torjunnasta. Metsäpalojen torjunta vaikuttaa sekä talousmetsien että suojelualueiden metsien kehitykseen. Esimerkiksi suojelualueiden vanhoissa metsissä ja luonnonmetsissä on käynnissä voimistuva kuusetuminen, joka ainakin osassa kohteita hidastuisi, jos metsäpalojen annettaisiin esiintyä (ks. Östlund ym. 1997).

Metsäpalojen yleisin aiheuttaja boreaalisissa metsissä on salama (Viro 1974). Metsäpalo etenee syttymisen jälkeen siten, että liekkirintama lämmittää kasvillisuutta, jolloin kosteus alkaa haihtua orgaanisista materiaaleista (lämpötila > 100 °C). Lämpötilan noustessa selluloosa alkaa hajota, jolloin myös hajoamistuotteet haihtuvat ilmaan (lämpötila > 200 °C). Lopulta haihtuvat kaasut syttyvät, jolloin syntyy näkyvä liekki (lämpötila > 300 °C) (Shafizadeh 1968). Metsäpalossa lämpö ei siirry johtumalla, vaan virtaamalla ja säteilemällä, sillä metsän kasvimassalle on ominaista huono lämmönjohtavuus (Johnson 1992). Kun liekkipalaminen loppuu, jatkuu palaminen metsäpaloalueella hehkumalla. Maan kostea humuskerros on erittäin tehokas lämmöneristäjä metsäpalossa (Uggla 1973). Tämä johtuu siitä, että palorintama liikkuu yleensä metsäpalossa niin nopeasti, että se ei ennästä haihuttamaan riittävästi kosteutta humuskerroksesta, vaan kosteuden haihtuminen jäähdyttää tehokkaasti humuskerroksen pintaa. Ruotsissa tehdyssä tutkimuksessa (Uggla 1973) havaittiin, että poltettaessa 50 cm paksu kerros hakkuutähteitä maan pintakerroksen lämpötila nousi 20 sekunnin ajaksi 540 asteeseen, mutta samanaikaisesti lämpötila humuskerroksessa 3 cm syvyydessä nousi 15 asteesta ainoastaan 20 asteeseen.

Boreaalisella kasvillisuusvyöhykkeellä metsien palaminen on lähes aina epätäydellistä, joten palokohteelle syntyy hiiltä. Hiilen muodostuminen voimistaa puille hyödyllisten ektomykorritsojen kehitystä (Pietikäinen 1999). Palaminen saa aikaan saman minkä tuhkalannoituskin eli maaperän humuskerroksen pH-arvo nousee, mikä puolestaan kohottaa happamassa boreaalisen havupuumetsän maaperässä elävien mikrobien määrää. Heti metsäpalon jälkeen mikrobimäärät kuitenkin yleensä laskevat, sillä kuumuus vahingoittaa mikrobeja. Etenkin sienten kestävyys korkeiden lämpötilojen suhteen on heikko (Pietikäinen 1999). Metsäpalot, kulutus ja kaskeaminen kiihdyttävät typen mineralisaatiota, mikä korvaa palavasta orgaanisesta aineksesta ilmakehään vapautuneen typen. Tämän seurauksena orgaanisen typen kokonaismäärä vähenee, mutta kasvien käytettävissä olevan typen määrä yleensä kasvaa (Kivekäs 1939, Sirén 1955, Viro 1974, Kuusela 1990, Mälkönen 1993, Delgado 2001). Metsäpalon voimistamalla typen mineralisaatiolla on merkittävä vaikutus palaneen metsäalueen kehitykselle, sillä typen määrä on merkittävä boreaalisen metsän puuston kasvuun vaikuttava minimitekijä.

Boreaalisissa metsissä esiintyy useita metsäpaloihin sopeutuneita eliölajeja, joista osa on täysin riippuvaisia metsäpalojen muovaamista ja aikaan saamista elinympäristöistä (esimerkiksi Hyvärinen ym. 2006). Boreaalisten metsien tulesta riippuvaiset eliöt ovat pääasiassa lahottajasieniä ja hyönteisiä, kun taas lämpimämmillä ja kuivemmilla alueilla tulesta riippuvaisista lajeista yleisimpiä ovat putkilokasvit (Wikars 1997). Tämä johtuu todennäköisesti siitä, että boreaalisissa metsissä tuli helpottaa humuksen hajoamista ja ravinteiden vapautumista, mikä hyödyttää etenkin lahottajalajeja. Metsäpaloista riippuvaiset lajit ovat sopeutuneet metsäpalojen ajalliseen ja paikalliseen satunnaisuuteen. Osa kyseisistä lajeista on palohakuisia, jollainen on esimerkiksi kulokauniainen (*Melanophila acuminata*). Tällaisilla lajeilla on yleensä erittäin hyvä leviämiskyky ja ne pystyvät havaitsemaan metsäpalot jopa kymmenien kilometrien päästä (Martikainen ym. 2000a). Osalla lajeista on metsäpaloilta suojaava rakenne (esimerkiksi vanhojen mäntyjen kilpikaarna), toisilla taas lisääntyminen käynnistyy vasta riittävän lämpövaikutuksen jälkeen (esimerkiksi kontortamännyn, *Pinus contorta*, siementen itämislevon purkautuminen). Metsäpaloista riippuvaiset lajit kestävät yleensä hyvin kuivuutta ja runsasta päivänvaloa, minkä lisäksi ne sietävät maaperän kohonneita ravinnemääriä ja ovat jopa suojavärykseltään sopeutuneet paloalueen yleisilmeeltään tummaan väriin (Wikars 1997).

Tulella on merkitystä myös metsien uudistumiskyvyn ylläpitämisessä. Boreaalisissa metsissä kasvillisuus tuottaa usein kariketta enemmän, kuin maaperän mikrobieliöstö pystyy hajottamaan. Näin ollen karikekerrokseen alkaa vähitellen kertyä heikosti hajonnutta orgaanista ainesta eli kangashumusta. Humuskerroksen paksutessa metsämaan pintakerrosten vesi-, lämpö- ja ravinneolot huono-

nevat, minkä seurauksena metsän taimettumiskunto heikkenee (Sirén 1955). Metsäpaloissa humuskerros palaa ainakin osittain, minkä vuoksi paloalueet taimettuvat yleensä varsin hyvin huolimatta siitä, että suomalaisten puulajien siemenet yleensä tuhoutuvat metsäpalon seurauksena (Vanha-Majamaa 1998). Suuren sukkessiokierron alussa eli pioneeripuuvaiheessa tuoreen paloalueen valtaavat koivu, haapa, harmaaleppä sekä mänty. Muilta osiltaan paloalueen kasvillisuussukcession alkuvaihe poikkeaa avohakkuualan kasvillisuuden sukkessiosta. Etenkin maitohorsma (*Epilobium angustifolium*) leviää paloalueille nopeasti (Vanha-Majamaa 1998). Toisaalta kasviyhteisön elpyminen paloa edeltäneeseen tilaan on hidas prosessi ja tutkimukset ovat osoittaneet, että lähes 100 vuotta aiemmin palanut boreaalinen mäntymetsä voi vielä olla selkeässä muutostilassa (Hautala ym. 2005).

Ruokolaisen ja Salon (2006) tutkimuksen mukaan Kolin kansallispuiston tuoreen kangasmetsän (MT) huuhtakaskien koeruuduilla maitohorsman peittävyys polton jälkeisenä vuotena nousi lähelle 50 % ja taantui kuudessa vuodessa 10 %:iin. Pioneerilajeista vadelman peittävyys saavutti maksiminsa (20 %) toisena polton jälkeisenä vuotena. Pioneerisammalet (*Pohlia nutans* ja *Ceratodon purpureus*) valtasivat nopeasti poltetun maan pinnan ja niiden peittävyys on suurimmillaan kolmannen ja neljännen vuoden jälkeen poltosta. Kahdeksan vuoden jälkeen pioneerisammalia tavattiin vain pieninä laikkuina pohjakerroksessa (Ruokolainen & Salo 2006).

Luontaisten metsäpalojen lisäksi metsien rakenteeseen ja kehitykseen on vaikuttanut ihmisen tulenkäyttö. Heikinheimon (1915) selvitysten mukaan Suomessa on harjoitettu kaskiviljelyä noin 4 miljoonan metsämaahehtaarin suuruisella alueella. 1900-luvulle tultaessa kaskiviljely alkoi väistyä, minkä lisäksi metsäpalojen torjunta tehostui. Samanaikaisesti lisääntyi metsänhoidollisen kulotuksen käyttö uudistamisalojen valmistamisessa. Vielä 1950-luvun lopulla Suomessa kulotettiin vuosittain keskimäärin noin 30 000 hehtaaria metsämaata (Metsätilastollinen... 2003). 1960-luvulla mekaaninen maanmuokkaus kuitenkin syrjäytti kulotuksen metsänuudistamisalojen valmistamisessa, minkä jälkeen vuotuinen kulotusala on vaihdellut 500–5 500 hehtaarin välillä. Samaan aikaan eli vuosina 1970–2002 vuotuinen metsäpaloala on vaihdellut 100–3 000 hehtaarin välillä. Kulotuksella on todettu olevan monessa suhteessa samoja vaikutuksia kuin metsäpaloilla ja kaskeamisella. Kulotus ei kuitenkaan vastaa täysin luonnonmetsien häiriödynamiikkaan kuuluvia metsäpaloja, sillä kulotusalueelta poistetaan suurin osa puustosta ennen polttoa, ja kulotuksen jälkeen alueet tavallisesti uudistetaan normaalein metsänviljelymenetelmin (Vanha-Majamaa 1998). Kulotusalueiden valinta ei myöskään perustu metsien luontaiseen metsäpaloherkkyyteen, sillä sitä harjoitetaan lähes ainoastaan tuoreilla ja kuivahkoilla moreenimailla, joiden humuskerroksen on oltava lisäksi riittävän paksu (Östlund ym. 1997).

Viime aikoina tulta on alettu hyödyntää myös metsien ennallistamisessa. Tulen käytön etuna on mahdollisuus ennallistaa kaikenikäisiä metsiköitä. Lisäksi tulen intensiteettiä kontrolloimalla voidaan saada aikaan eri kehitysvaiheissa olevia metsiä; kevyt maastopalo säilyttää metsän peitteellisyyden, kun taas voimakas latvapalo merkitsee suuren kierron mukaisen sukkession käynnistymistä metsikön puuston, valtapuut mukaan lukien, tuhoutuessa. Kiistämättömistä ekologisista perusteista huolimatta polttokäsittelyjen yleistymisen esteenä on niiden kalleus ja riippuvuus polttokesän ja sitä edeltävän kevään suotuisista sääoloista.

2.4 Pienaukkodynamiikka

Metsän sukkessio tarkoittaa sen vähittäistä tai totaalista muuttumista toisenlaiseen tilaan. Muutos voi saada alkunsa suurialaisista tai pienialaisista häiriöstä. Suurialaisia häiriöitä saavat aikaan esimerkiksi metsäpalot, myrskyt ja tulvat. Metsissä tapahtuu jatkuvasti myös pienialaisia häiriöitä, joita aiheuttavat esimerkiksi puiden runkoja murtava tykkylumi tai puita heikentävät ja tappavat sienitaudit sekä tuhohyönteiset. Tällaisten häiriöiden seurauksena metsiin syntyy pienialaisia aukkoja, mikä parantaa uudistumisolosuhteita maanpinnalla. Pienaukkodynamiikan ylläpitämässä metsikön kehitysprosessissa uudistuminen tapahtuu vähitellen pienten häiriöiden synnyttämiin pienialaisiin aukkoihin. Seurauksena on monikerroksinen erikokois- ja eri-ikäismetsikkö. Myös boreaalisia luonnonmetsiä luonnehtii metsikön sisäisen rakenteen ja puulajikoostumuksen usein suuri spatiaalinen vaihtelu, mikä on laaja-alaisia maisematasolla havaittavia häiriöitä yleisemmin seurausta pienialaisista, yksittäisiä puita ja puuryhmiä koskettavista, latvus- ja pienaukkodynamiikkaa ylläpitävistä häiriöprosesseista (ks. esimerkiksi Kuuluvainen 1994).

Vanhat metsät ovat alttiimpia aukkodynamiikan synnylle, sillä nuorissa metsissä yksittäisen kuolevan puun synnyttämän aukon koko on pienempi kuin vanhoissa metsissä. Nuorissa metsissä jäljelle jäävä puusto pystyy yleensä hyödyntämään latvustossa vapautuneen kasvutilan vanhoja metsiä paremmin eli latvuston sulkeutumiskyky on tehokkaampaa. Aukkodynamiikan vuoksi luonnontilaisiin metsiin muodostuu niille luonteenomainen erikokoisrakenne. Boreaalisissa metsissä pienaukkodynamiikan alkamiseen voi kuitenkin kulua aikaa useita satoja vuosia. Esimerkiksi Sirénin (1955) havaintojen mukaan isoja puita alkoi kuolla Pohjois-Suomen paksusammalkuusikoissa vasta metsikön saavutettua 300 vuoden iän.

Metsän uudistumiskehitys aukossa riippuu erityisesti aukon pinta-alasta (Leemans 1991), joka vaikuttaa etenkin maanpinnalle lankeavan valon määrään. Valon määrään vaikuttaa lisäksi aukon topografia. Kuusi voi varjostusta hyvin sietävänä lajina uudistua jopa yksittäisten puiden maahan kaatumisesta muodostuviin aukkoihin (Bradshaw 1993). Pioneerilajit kuten mänty ja koivu sitä vastoin tarvitsevat uudistuakseen ja kehittyäkseen huomattavasti laajemman aukon. Boreaalisissa metsissä yksittäisen puun kuolema ei aiheuta niin suurta valo-olosuhteiden muutosta kuin esimerkiksi lauhkean ilmaston kasvillisuusvyöhykkeen lehtimetsissä. Tämä johtuu siitä, että boreaalisissa metsissä auringonvalo kohdistuu metsään vähemmän pystysuuntaisesti sekä siitä, että boreaalisten metsien puuston muoto on kapeampi kuin lauhkean vyöhykkeen lehtimetsissä. Tämän vuoksi boreaalisessa metsässä pienaukon ja sitä ympäröivän metsän valaistusolosuhteet eivät välttämättä juuri poikkea toisistaan (Pukkala ym. 1992).

Viljavilla kasvupaikoilla metsien pienaukoissa tapahtuvan uudistumisen onnistumiseen vaikuttaa voimakkaasti myös maanpinnan taimettumiskunto. Erityisesti kuusikoissa usein esiintyvä paksu kuntakerros vaikeuttaa puuston uusiutumista, joten taimettuminen onnistuu ainoastaan olosuhteiden muuttuessa maan pinnalla. Tätä tukevat muiden muassa Sirénin (1955) varhaiset havainnot Pohjois-Suomen kuusivaltaisten HMT-metsätyyppiin lukeutuvien metsiköiden tapauksessa. Taimia voitiin havaita lähinnä paikoista, joita peitti vain ohut sammalkerros (Sirén 1955). Sirénin (1955) tutkimuksissa pohjoisen kuusikoiden luontaisen uudistumisen todettiin olevan yleisesti ottaen heikkoa, koska pohjoisen humideissa olosuhteissa kuusen luontainen uudistuminen on riippuvaista myrskyn kaatamien puiden pystyyn nousseiden juurakoiden paljastamista kivennäismaalaikuista, lahoavista maapuista ja muista pienialaisten häiriöiden tuottamista taimettumista edistävistä pienkasvupaikoista (ks. myös Kuuluvainen 1994). Toisaalta sammalten lisääntymistä selitti samanaikaisesti tapahtuva putkilokasvien kuten heinien ja ruohojen väheneminen, minkä taustalla on kuusettuminen eli

lehtipuiden osuuden väheneminen sukkession seurauksena. Lehtipuiden ja eritoten koivun lehtikarikkeella on humuksen hajoamisesta nopeuttava ja maapohjan ravinteisuutta lisäävä vaikutus (Sirén 1955). Siten lehtipuiden suosimisella yhdessä pienaukottamisen kanssa voidaan edistää kuusivaltaisissa metsiköissä tapahtuvaa luontaista uudistumista.

Myös Hörnbergin ym. (1997) mukaan lahoavat kaatuneet puut toimivat taimettumista edistävinä uudistumisalustoina suokuusikoissa. Hofgaardin (1993) mukaan tuoreena kaatuneen kuusen täytyy lahota pohjois-borealisella kasvillisuusvyöhykkeellä 50 vuotta ennen kuin se pystyy toimimaan kuusen taimettumisalustana. Kovat tuulet murtavat usein puun juuristoa, jolloin kaatuvan puun mukana nouseva juuripaakku paljastaa maan pintaa sitä peittävästä kasvillisuudesta. Paljastunut maan pinta toimii aluksi hyvänä taimettumisalustana ja myöhemmin maapohjassa mineralisaation voimistuessaa hyvänä kasvualustana uudelle puusukupolvelle. Vaikka uudistuminen havumetsien pienaukoissa yleensä tapahtuu pääpuulajin taimilla, kasvaa etenkin ravinteikkaimpien kasvupaikkojen pienaukoissa usein aluksi myös lehtipuun taimia (Aaltonen 1919, Sirén 1955). Myrskykaatojen mäntykuusisekametsiin synnyttämässä kivennäismaasaarekkeissa on koivun taimien osuuden kaikista taimista havaittu vaihtelevan 20–80 %:iin (Purhonen 1947).

Eniten pienaukkoja esiintyy yleensä kosteissa kuusivaltaisissa metsissä ja vähiten kuivissa mäntymetsissä (Tukia 2001). Pohjois-Ruotsissa tehdyn tutkimuksen mukaan varttuneissa kuusimetsissä esiintyy keskimäärin 18 äskettäin kaatunutta puunrunkoa hehtaarilla (Jonsson 1990). Karujen kasvupaikkojen vanhoissa männiköissä syntyy yleensä taimia, vaikka häiriöitä ei tapahtuisikaan. Taimet eivät tällaisessa tapauksessa kuitenkaan pääse kasvamaan valtapuukerrokseen ilman kasvuresursseja vapauttavia häiriöitä (Aaltonen 1919).

2.5 Kuollut puuaines

Metsänhoidon tavoitteena on perinteisesti ollut metsien puuntuotoksen maksimoiminen. Suomen talousmetsien puuvarojen käyttö on tehokasta, mutta kestävä. Talousmetsien tehokäytöstä on kuitenkin ollut seurauksena metsäluonnon monimuotoisuudelle tärkeän lahopuun määrän vähentyminen, mikä on erityisen selvästi havaittavissa eteläisen Suomen metsissä.

Kuolleilla puilla on monia vaikutuksia metsikön toimintaan ja rakenteeseen. Ne toimivat orgaanisen aineen (Grier & Logan 1977, Lang & Forman 1978, Keenan ym. 1993) sekä ravinteiden (Graham & Cromack 1982, Harmon ym. 1986, Keenan ym. 1993) varastona, puiden taimettumisalustana (Sirén 1955, Harmon ym. 1986, Hofgaard 1993, Hörnberg ym. 1997, McComb & Lindenmayer 1999) ja maaduttuaan metsämaan rakenneosana (Harvey ym. 1976, Harvey ym. 1979, Siitonen 1998). Lisäksi ne vaikuttavat metsikön vesi- ja ravinnekiertoon (Hyvönen ym. 2000). Lahopuusto parantaa myös maan kuohkeutta ja vedenpidätyskykyä (Harvey ym. 1978, 1979).

Lahoavat pysty- ja maapuut tarjoavat ravintoa, suojaa, lisääntymispaikkoja ja kulkuväyliä kasveista, makrosienistä, selkärangattomista ja selkärangattomista koostuvalle monimuotoiselle eliölajistolle (Harmon ym. 1986, Samuelsson ym. 1994). Monet käävät ja käävääkkäät (ks. esimerkiksi Junninen & Kouki 2006) ovat riippuvaisia kuolleesta ja lahoavasta puuaineksesta. Kääpien ja käävääkkäiden lisäksi suuri joukko helttasieniä (Agaricales) lahottaa eri puulajien runkoja, oksia ja kantoja (Salo 1993).

Suomen luonnossa yksinomaan lahopuulla elävien lajien kokonaislukumääräksi on arvioitu 4000–5000 eli vähintään viidennes kaikista metsissä elävistä lajeista lukeutuu tähän ryhmään (Siitonen

2001a). Tämä lajisto koostuu jäkälistä, sammalista, sienistä ja selkärangattomista (Siitonen 1998). Lahopuuta käyttävät hyväkseen myös monet sellaiset lajit, jotka eivät ole siitä täysin riippuvaisia. Lahoavissa rungoissa elävät kasvit, sienet ja selkärangattomat ovat tärkeä ravinnonlähde monille selkärangaisille (Harmon ym. 1986). Kuolleet pystypuut tarjoavat ravintoa, pesäpaikkoja tai suojaa muun muassa tikoille, pöllöille ja tiäisille sekä nisäkkäistä esimerkiksi liito-oravalle (*Pteromys volans*), näädälle (*Martes martes*) ja oravalle (*Sciurus vulgaris*) (Angelstam & Mikusinski 1994, Samuelsson ym. 1994, Esseen ym. 1997, Etelä-Suomen ja... 2000). Yleistäen voidaan todeta, että pystyssä olevat kuolleet puut ovat tärkeitä etenkin sienille ja jäkälille (Rouvinen 2002). Lisäksi monet kovakuoriaislajit tarvitsevat elinympäristöikseen maapuiden lisäksi lahoja ja kuolleita pystypuita (Similä ym. 2003). Useat kasvi-, eläin- ja sienilajit ovat riippuvaisia maapuista ja niiden eri lahoamisasteita (Berg ym. 1994, Esseen ym. 1997).

Luontaisesti kehittyneissä metsissä kuollutta puuainesta esiintyy jatkuvasti. Niissä kuolleen puuaineksen jatkumoa ylläpitävät etenkin pienialaiset, yksittäisten puiden ja puuryhmien kuolemista aiheuttavat häiriöt, minkä seurauksena lahopuun esiintyminen luonnonmetsissä on usein ryhmittäistä (Rouvinen 2002). Yksittäiset puut voivat kuolla yksin niiden elinvoimaisuuden vähetessä. Lisäksi pienialaisia häiriöitä aiheuttavat esimerkiksi taudinaiheuttajasienet ja tuhohyönteiset. Myös puiden latvuksiin kasaantunut lumi katkoo puita, vaurioittaa niitä ja aiheuttaa puiden kuolemisia. Toisaalta suuren mittakaavan häiriön, kuten voimakkaan metsäpalon tai myrskyn, jälkeen jopa lähes kaikki metsikön puut voivat kuolla yhdellä kertaa. Lahopuun määrä on tällöin suurin heti häiriön jälkeen käynnistyvän sukkession alussa mutta alkaa sitten vähentyä, koska häiriön seurauksena kuolleet puut häviävät lahoamisen edetessä ja uusi puusukupolvi tuottaa aluksi vain vähän uutta lahopuuta. Pienimmillään lahopuun määrä on keski-ikäisessä metsässä. Puuston varttuessa yksittäisten runkojen koko kasvaa, ja kuolleisuus lisääntyy itseharvenemisen sekä erilaisten häiriöiden seurauksena. Vanhassa metsässä lahopuun määrä on jälleen suhteellisen suuri (Harmon ym. 1986, Spies ym. 1988, Siitonen 1998, Uotila ym. 2001). Boreaalisisessa Fennoskandiassa tämänkaltaisen lahopuusuikkessio on mahdollinen kuusivaltaisissa metsissä (Kuuluvainen 2002). Mäntyvaltaisille metsille, jotka palavat yleensä suhteellisen usein (Syrjänen ym. 1994, Lehtonen & Kolström 2000), ovat tyypillisiä matalan intensiteetin pintapalot. Ne tappavat tavallisesti vain pienempiä puita (Syrjänen ym. 1994, Karjalainen & Kuuluvainen 2002), eivätkä vaikuta merkittävästi lahopuun määrään (Rouvinen & Kuuluvainen 2001, Karjalainen & Kuuluvainen 2002). Siten mäntyvaltaisten metsien lahopuudynamiikkaa säätelevät ylempiin latvuserroksiin kohdistuvat pienialaiset aukkohäiriöt (Karjalainen & Kuuluvainen 2002, Rouvinen ym. 2002).

Etelä- ja keskiboreaalisen vyöhykkeen vanhoissa luonnontilaisissa kuusi- ja mäntyvaltaisissa metsissä lahopuuta on yleisesti 60–120 m³/ha (Siitonen 2001a). Luonnontilaisten metsien nuorten sukkessiovaiheiden lahopuumääristä on vain vähän tietoa Fennoskandian alueelta (Siitonen 2001a), mutta Siitosen ym. (2000) tutkimuksessa oli mukana tuulituhojen voimakkaasti muokkaama metsikkö, jossa lahopuuta oli peräti 184 m³/ha. Pietarin seudulla Venäjällä lahopuuta oli luontaisten häiriönaiheuttajien uudistamissa metsiköissä keskimäärin 145 m³/ha (Krankina ym. 2001). Lehti-puuvaltaisena kehittyvien keski-ikäisten metsien lahopuun tilavuus on yleensä pienempi kuin vastaavan kasvupaikan vanhoissa metsissä (Siitonen 2001a). Puiden kuolleisuuden on todettu kasvavan puuston tuotoksen kasvaessa (Rouvinen 2002), mutta lahopuun määrä ei silti välttämättä lisäännä kasvupaikan viljavuuden funktiona. Tämä saattaa johtua rehevien kasvupaikkojen erilaisista puulajisuhteista sekä lahoamista suosivasta mikroilmastosta.

Luonnontilaisissa metsissä maapuut muodostavat yleensä suuremman osan lahopuuston kokonaistilavuudesta kuin kuolleet pystypuut (Rouvinen 2002). Pysty- ja maapuiden osuus lahopuuston ko-

konaistilavuudesta vaihtelee kuitenkin huomattavasti, mikä johtuu eroavaisuuksista puuston kuolleisuuden syissä sekä puulajirakenteesta (Siitonen 2001a, Rouvinen 2002). Esimerkiksi metsäpalot ja hyönteistuhot jättävät jälkeensä kuolleita pystypuita, kun taas tuulituhot kasvattavat maapuiden osuutta (Harmon ym. 1986). Vanhoissa mäntyvaltaisissa metsissä kuolleen pystypuuston osuus on suurempi, keskimäärin lähes 50 % kuolleen puuston kokonaistilavuudesta (Siitonen 2001a). Tähän on syynä se, että männyt kuolevat usein pystyyn ja voivat pysyä pystyssä pitkiä aikoja, kun taas kuusille on tyypillistä juurineen kaatuminen ja runkojen murtuminen (Hytteborn ym. 1991, Siitonen ym. 2000). Lehtipuut puolestaan katkeavat usein kuolemansa jälkeen (Hytteborn ym. 1991, Siitonen ym. 2000) ja muodostavat siten sekä murtuneita kuolleita pystypuita että maapuita. Pystypuiden ja maapuiden osuus lahoppuustosta muuttuu metsikön sukkession edetessä. Nuorissa metsiköissä puiden välinen kilpailu on tärkein kuolinsyy, ja puut kuolevat siksi usein pystyyn. Metsiköiden vanhetessa niissä alkaa esiintyä yhä enemmän tuulenkaatoja ja puiden katkeilemista, ja samalla kasvaa myös maapuiden suhteellinen osuus (Harmon ym. 1986).

Pieniläpimittaisia kuolleita puita on luonnontilaisissa vanhoissa metsissä usein lukumääräisesti enemmän kuin suuriläpimittaisia puita (Rouvinen & Kuuluvainen 2001, Siitonen ym. 2001b, Rouvinen & Kouki 2002). Kuolleen puuston suuria läpimittaluokkia kohti laskeva läpimittajakauma vastaa muodoltaan vanhoille luonnontilaisille metsille tyypillistä elävän puuston (Linder ym. 1997, Linder 1998, Kuuluvainen ym. 1998) läpimittajakaumaa (Rouvinen 2002). Vaikka pieniä runkoja on tavallisesti enemmän kuin suuria runkoja, jälkimmäisistä kertyy usein suurin osa lahoppuun kokonaisbiomassasta (Harmon ym. 1986). Luonnontilaisissa boreaalisissa metsissä suurin osa lahoppuun kokonaistilavuudesta kuuluu yleensä läpimittaluokkiin 20–29 cm ja 30–39 cm (Siitonen ym. 2000, Siitonen ym. 2001b), mutta myös järeiden, läpimittaluokkaan 40–49 cm kuuluvien runkojen osuus tilavuudesta voi olla huomattava (Siitonen ym. 2000).

Taloudsmetsissä metsänhoito vaikuttaa voimakkaasti lahoppuun määrään ja laatuun. Harvennushakkuissa poistetaan metsikön sisäisessä kilpailussa tappiolle jääneet ja muista syistä heikentyneet puut, joista luonnontilaisissa metsissä muodostuisi ajan myötä kuollutta puuta (Siitonen 1998, Rouvinen 2002). Erilaisissa luonnontuhoissa kuolleet puut puolestaan pyritään korjaamaan metsistä hyönteistuhojen välttämiseksi (Esseen ym. 1997, Siitonen 1998). Taloudsmetsissä suuri osa lahoppuun tilavuudesta koostuu kannoista sekä pieniläpimittaisista hakkuutähteistä (Andersson & Hytteborn 1991, Siitonen ym. 1995, Siitonen ym. 2000), jotka maatuvat nopeasti (McCarthy & Bailey 1994) ja ovat kaikki samaa lahoastetta (Siitonen 1998). Järeä, pitkälle lahonnut maapuu, jonka muodostumiseen kuluva aika on paljon pitempi kuin taloudsmetsissä noudatettavat kiertoajat, puuttuu taloudsmetsistä lähes täysin (Siitonen 1998). Tehokkaan metsäpalojen torjunnan vuoksi taloudsmetsistä puuttuu myös hiiltynyt lahopuu (Siitonen 2001a). Myös metsän uudistamisessa yleisesti käytettävillä koneellisella hakkuulla ja maanpinnan muokkausmenetelmillä on osoitettu olevan lahoppuun määrää ja laatua alentava vaikutus jopa niissä tapauksissa, joissa erityisenä pyrkimyksenä on ollut yksittäisten jättöpuiden ja jättöpuuryhmien avulla lisätä monimuotoisuuden kannalta tärkeän lahoppuun määrää uudistusosalalla (Hautala ym. 2004).

Vuonna 1996 alkaneessa valtakunnan metsien 9. inventoinnissa (VMI9) mitattiin ensimmäistä kertaa myös kuollut puusto. Inventoinnin tuloksissa ovat mukana talouskäytössä olevien metsien lisäksi myös luonnontilaiset metsät, mutta tulosten voidaan katsoa edustavan Etelä-Suomen osalta keskimääräisiä taloudsmetsiä, sillä luonnontilaisia metsiä on Etelä-Suomessa hyvin vähän. Vuosina 1998–2000 julkaistuista VMI9:n tuloksista laaditun yhteenvedon mukaan vähintään 10 cm:n vahvuista kuollutta runkopuuta oli kahdeksan eteläisen metsäkeskuksen (Etelä-Pohjanmaa, Häme-Uusimaa, Keski-Suomi, Kymi, Lounais-Suomi, Pirkanmaa, Pohjois-Savo ja Rannikko) metsä- ja kitumaal-

la keskimäärin vain 2,4 m³/ha (Tonteri & Siitonen 2001). Pohjois-Karjalan metsäkeskuksen alueen metsä- ja kitumaalla yli 10 cm:n vahvuista lahoppuuta oli vuonna 2001 julkaistujen VMI9:n tulosten mukaan keskimäärin 4,5 m³/ha (Korhonen ym. 2001). Kolin kansallispuiston metsissä lahoppuun keskimääräinen tilavuus on 5,5 m³/ha (Nieminen 2006), mutta puiston viljelymetsissä lahoppuuta on keskimäärin ainoastaan 1,6 m³/ha.

Talousmetsissä lahoppuusta riippuvaisten lajien lukumäärä on pienempi kuin luonnontilaisissa metsissä (Andersson & Hytteborn 1991, Siitonen 1994, Bader ym. 1995, Martikainen ym. 1999, Martikainen ym. 2000b, Siitonen ym. 2001a, Penttilä ym. 2004) ja erityisesti uhanalaisten lahoppuella elävien lajien esiintyminen painottuu selvästi luonnontilaisiin metsiin (Siitonen ym. 2001a, Penttilä ym. 2004). Havaintoja on selitetty talousmetsissä esiintyvän lahoppuun yleisellä vähyydellä (Siitonen 1994, Bader ym. 1995, Martikainen ym. 1999, Martikainen ym. 2000b, Penttilä ym. 2004), yksipuolisella laadulla (Andersson & Hytteborn 1991, Bader ym. 1995, Martikainen ym. 1999, Penttilä ym. 2004) ja heikolla ajallisella ja paikallisella jatkuvuudella (Bader ym. 1995). Monet lahoppuella elävät lajit ovat elinympäristönsä suhteen hyvin erikoistuneita ja vaatelaita (esimerkiksi Tikkanen ym. 2006). Erityisen ilmeistä tämä on esimerkiksi vaarantuneiksi ja uhanalaisiksi luokiteltujen saproksyyli- eli lahoppuusta riippuvaisten hyönteisten sekä kääpä- ja kääväkäs-lajien kohdalla (esimerkiksi Siitonen ym. 2001b, Junninen & Kouki 2006, Tikkanen ym. 2006). Lahoavan rungon lajikoostumukseen vaikuttavia tekijöitä ovat esimerkiksi puulaji, puun kuolinsyy, rungon lahoaste, runkoa lahottava sienilaji ja rungon läpimitta sekä se, onko kyseessä kuollut pystypuu, maapuu vai kanto (Renvall 1995, Esseen ym. 1997, Siitonen 2001a).

Metsikön ennallistamistarvetta määritettäessä on tärkeää kiinnittää huomiota kuolleen puun määrän kehittymisen lisäksi myös sen tuleviin ominaisuuksiin pyrittäessä lisäämään metsäluonnon monimuotoisuutta (Rouvinen 2002). Metsien talouskäytöstä ovat kärsineet erityisesti järeisiin runkoihin ja pitkälle lahonneisiin maapuihin erikoistuneet lajit (Andersson & Hytteborn 1991, Bader ym. 1995, Renvall 1995, Kruys ym. 1999). Valitettavasti pitkälle lahonnutta puuainesta ei voida tuottaa pikaisin ennallistamistoimenpitein. Samoin on järeän lahoppuun laita, jos luonnonsuojelualueen metsät edustavat nuoria kehitysvaiheita ja ovat tasarakenteisia. Järeän lahoppuun muodostumista voidaan kuitenkin edesauttaa esimerkiksi pienaukotuksella, joka lisää elävien puiden kasvutilaa ja nopeuttaa siten niiden järeytymistä.

Osa lahoppuusta riippuvaisista lajeista pystyy siis hyödyntämään ainoastaan tietyssä lahoamisvaiheessa olevaa puuainesta. Tällaisia lajeja ovat erityisesti monet uhanalaiset selkärangattomat (Jonsell ym. 1998). Koska monet ainoastaan tiettyä lahoastetta edustavilla puilla elävät lajit ovat myös huonoja leviämään (Söderström & Jonsson 1989, Söderström ym. 1992), vaativat ne selviytyäkseen jatkuvaa lahoamisen eri vaiheissa olevien kuolleiden puiden esiintymistä melko suppealla alueella. Siksi ennallistamistoimenpiteiden suunnittelussa ja toteutuksessa on erityisen tärkeää turvata kuolleen puuaineksen esiintymisen jatkuvuus. Järeän männyn lahoaminen saattaa kestää jopa yli 200 vuotta (Hofgaard 1993). Sen sijaan lehtipuiden lahoaminen on huomattavasti nopeampaa, ja järeätkin lehtipuurungot lahoavat yleensä muutaman vuosikymmenen kuluessa. Kuolleen lehtipuun jatkuva esiintyminen metsikössä edellyttää siten tasaista lehtipuuston kuolemista. Valitettavasti ennallistamistoimenpiteet joudutaan resurssien vähyydestä johtuen toteuttamaan yleensä kertaluonteisesti. Toimenpiteillä ei tämän vuoksi pystytä välttämättä turvaamaan metsikön lahoppuujatkumoa eli määrällisesti riittävän ja eri lahoamisvaiheissa olevan puuaineksen esiintymistä kohteella myös tulevaisuudessa, mikä olisi välttämätöntä pyrittäessä turvaamaan lahoppuusta riippuvaisten lajien tarvitsemien elinympäristöjen laatu ja säilyminen. Lahoppuun vähittäistä kehittymistä voidaan kuitenkin

lisätä käyttämällä samallakin alueella erilaisia menetelmiä lahoppuun tuottamiseen. Samalla saadaan lisättyä lahoppuuston laadullista vaihtelua ja siten parannettua useampien lahoppuulla elävien lajien elinoloja. Osa puista voidaan katkaista tai kaataa, jolloin puiden lahoaminen alkaa välittömästi. Osa puista voidaan toisaalta pyrkiä vain vahingoittamaan, jolloin eriasteisesti vahingoittuneet puut kuolevat eripituisten aikojen kuluessa ja kuolleen puun muodostuminen tapahtuu asteittain.

Koska jotkin lahoppuusta riippuvaiset lajit elävät vain tietyllä puulajilla, kaikkia ennallistamiskohdteelle luontaisia puulajeja tulee esiintyä kattavasti myös lahoppuustossa (Ennallistamistyöryhmä 2003). Punttilan (2000) mukaan kaikki yleisimmät puulajimme ovat lähes yhtä tärkeitä uhanalaisille lahoppuulla eläville lajeille. Tulevaisuudessa tulisi kuitenkin metsäpalojen puuttumisen vuoksi huolehtia Etelä-Suomen luonnonsuojelualueilla erityisesti haavan, koivun ja männyn lahoppuujatkumon säilymisestä. Usein boreaalisissa metsissä biologisen monimuotoisuuden kannalta erityisen arvokaina pidetään kuolleita lehtipuita (Esseen ym. 1992, Sippola 2001), ja Suomessa useat tutkijat pitävät haapalahoppuuta tässä mielessä arvokkaimpana (Siitonen & Martikainen 1994, Rouvinen 2002, Kouki ym. 2004). Haavan runko on emäksisempi kuin muiden puulajien ja sen lahoaminen alkaa yleensä varhaisessa vaiheessa (Kuusinen 1996). Suomessa haavan uudistumista vaikeuttaa nykyään erityisesti tiheä hirvikanta (esimerkiksi Kouki ym. 2004).

Lahoppuun lisäämisen tarve Kolin kansallispuiston Natura 2000 -alueella on tällä hetkellä suurin luonnontilaisten metsien lähialueilla. Metsäaluetasolla keskimäärin 20–30 m³/ha järeää, vaihtelevanlaatuista lahoppuuta on tavoiteltava määrä, kun otetaan huomioon useimpien lahoppuulajien elinympäristövaatimukset. Paikallisesti tarvitaan myös runsalahoppuustoisia keskittymiä, joissa kuollutta puuta on yli 100 m³/ha (Etelä-Suomen ja... 2000). Punttilan (2000) mukaan vaateliaimpien lahoppuuriippuvaisten lajien kannalta olisi hyödyllisempää lisätä lahoppuun määrää runsaasti pienellä alalla kuin lisätä määrää laajalta alueelta tasaisesti mutta vähän. Valtaosa kangasmetsien uhanalaisista kovakuoriaislajeista on sukkession alkuvaiheiden lajeja, jotka luonnonoloissa elävät runsalahoppuilla häiriöaloilla (Rassi ym. 2001). Tällaisten lajien elinolosuhteita voidaan parantaa merkittävästi ennallistamistoimenpitein.

3 Metsäluonnon ennallistaminen

3.1 Ekologiset perusteet

Luonnossa toteutettavien ennallistamistoimien tavoitteena on palauttaa ihmistoiminnan vaikutuksesta muuttuneille kohteille niiden luontainen eliöyhteisö. Tavoitetilaa pyritään joko käynnistämällä tai edesauttamalla luonnon omia prosesseja, jotka aikaa myöten luonnontilaistavat muuttuneen elinympäristön rakenteelliset ja lajistolliset ominaisuudet (esimerkiksi Luonnonsuojelualueiden hoidon... 1993, Ennallistamistyöryhmä 2003). Metsäluonnon ennallistamisen tapauksessa toimenpiteiden kohteena on normaalisti yksittäisen lajin tai populaation sijasta elinympäristö (esimerkiksi luontotyyppi) tai sen osa, jonka luonnontilaistuminen kohteen tyyppilajeille suotuisaksi edesauttaa siitä riippuvaisten, vaarantuneiden tai uhanalaisten lajien selviytymistä. Arvokkaiden luontotyyppien palauttamiseen tai suojelutason kohottamiseen ja sitä kautta eliölajien selviytymismahdollisuuksien parantumiseen tähtäävien ennallistamistoimenpiteiden merkitystä ovat mietinnöissään korostaneet muiden muassa Etelä-Suomen ja Pohjanmaan metsien suojelun tarve -työryhmä (2000) ”ESSU”, Uhanalaisten lajien II seurantatyöryhmä (Rassi ym. 2001), Natura 2000 -alueiden hoidon ja käytön työryhmä (2002) ja Etelä-Suomen metsien suojelutoimikunta (2002) eli niin kutsuttu METSO-toimikunta.

Ekologisten kokonaisuuksien palauttamista ja hoitoa voidaan kutsua ekologiseksi ennallistamiseksi (*Society for Ecological Restoration*). Ekologinen kokonaisuus sisältää riittävän määrän monimuotoisuuden vaihtelua, ekologisia prosesseja ja rakenteita alueellisessa ja historiallisessa yhteydessään (Tukia 2000). Koska metsäekosysteemit ovat jatkuvasti muutostilassa, ennallistamisella ei voida tavoitella mitään tarkasti määriteltyä ihanteellista luonnonmetsän tilaa. Ennallistamisen tavoitteiden ja niiden toteuttamisessa käytettyjen ennallistamismenetelmien tulisi sen sijaan vaihdella luonnonmetsien vaihtelun kaltaisesti.

Ennallistamistoimintaa suunniteltaessa on tärkeää pohtia myös toiminnan ajallista ja spatiaalista mittakaavaa. Yleensä ennallistamisella tarkoitetaan kertaluonteista toimenpidettä, joka saa aikaan luonnontilan tai ohjaa luonnon omat prosessit toimimaan luonnontilaisempaan suuntaan. Ohjausta voidaan tosin jatkaa ennallistamisen jälkeenkin, jos kehityssuunta ei ole luontaisen kaltainen (Tukia ym. 2001). Usein tärkeimpänä lyhyen tähtäimen tavoitteena on uhanalaisten lajien elinympäristöjen laadun parantaminen. Pitkän tähtäimen tavoitteen tulisi kuitenkin olla kokonaisten ekosysteemien ennallistaminen (Kuuluvainen ym. 2002). Ennallistamistoimenpiteiden suunnittelussa onkin esitetty käytettäväksi holistista ekosysteemitason lähestymistapaa (Pickett & Parker 1994, Christensen ym. 1996) unohtamatta metsikkö- ja jopa puutasolla toteutettavien toimenpiteiden merkitystä alueen biologisen monimuotoisuuden lisäämisessä ja uhanalaisten lajien suojelussa. Ennallistamisen suunnittelussa on huomioitava myös eri menetelmien ekologiset vaikutukset, jotka vaihtelevat suuresti. Esimerkiksi korkean intensiteetin polttokäsittelystä, jossa suurin osa puista kuolee, seuraa toimenpiteen kohteena olevan metsikön rakenteen ja ekologisen tilan lähes täydellinen muutos. Käsittely vaikuttaa tällöin myös itse polttoalan ulkopuolelle, koska reunametsien pienilmasto ja valaistusolosuhteet muuttuvat.

Ennallistamisessa kukin luonnonhäiriötä jäljittelevä käsittely tulisi pyrkiä sijoittamaan kohteeseen, jossa jäljitelty häiriö voisi luontaisestikin esiintyä. Luonnonmetsissä erilaisten metsätuhojen esiintymiseen vaikuttavat muun muassa kasvupaikkatekijät ja topografia. Esimerkiksi kuivalla mäntykankaalla metsäpalojen esiintyminen on yleisempää kuin kosteissa kuusikkopainanteissa. Tulvat puolestaan aiheuttavat puuston kuolemia yleisimmin alavilla paikoilla.

Kolin kansallispuiston talouskäytössä olleiden metsäluonnon alueiden ennallistamistarve on tuotu esille vuonna 1995 vahvistetussa kansallispuiston runkosuunnitelmassa (Tutkimusmetsäpalvelut 1997) sekä parhaillaan toteutettavassa hoito- ja käyttösuunnitelmassa (Lovén 2005). Kolin kansallispuistossa luonnontilaisia tai luonnontilaisen kaltaisia metsäalueita on ainoastaan noin 420 ha eli 14 % metsämaan pinta-alasta. Istuttamalla tai kylvämällä perustettuja metsiköitä kansallispuistossa on yhteensä noin 690 ha, mikä on 27 % metsämaan pinta-alasta. Lisäksi noin 105 ha suuruisella alueella on toteutettu ojituksia. Kaikkiaan Kolin kansallispuiston alueella soiden pinta-alasta on ojitettu 60 %.

3.2 Kivennäismaiden talousmetsien ennallistaminen

Vallitsevan käsityksen mukaan Suomen nykyisillä luonnonsuojelualueilla esiintyy liian vähän luonnontilaisia tai sen kaltaisia metsiä (Punttila 2000). Noin 43 % Suomen uhanalaisista eliölajeista elää ensisijaisesti puustoisilla alueilla eli kangasmetsissä, korvissa, rämeillä tai metsäisillä hakamailla (Rassi ym. 2001). Valtakunnan metsien yhdeksännen inventoinnin (VMI9) mukaan Etelä-Suomen metsämaan pinta-alasta oli suojeltu 0,6 %, kun taas vastaava luku Pohjois-Suomelle (Kainuun, Pohjois-Pohjanmaan ja Lapin metsäkeskukset) oli 6,3 % (Metsätilastollinen... 2005). Koko Suomen metsämaan pinta-alasta oli VMI9:n tietojen mukaan suojeltu 3,2 % (Metsätilastollinen... 2005). Useilla nykyisistä suojelualueista on pitkä, suojeluvaihetta edeltänyt talouskäytön historia (Ennallistamistyöryhmä 2003).

Boreaalisen luonnonmetsän ominaispiirteet, joita ovat muiden muassa eri lahoasteita edustavan puuaineksen esiintyminen, sekapuustoisuus ja puuston kerroksellisuus (ks. Tukia 2001), vaihtelevat kasvupaikasta ja tapahtuneista häiriöistä kuten metsäpaloista ja myrskyistä riippuen. Tällaiset luontaisesti esiintyvät häiriöt vaikuttavat ajan myötä myös viljelymetsiin, minkä vuoksi niiden rakenne palautuu ajanoloon luonnonmukaiseksi, mikäli käynnistyviin tai voimistuviin luonnonprosesseihin ei pyritä vaikuttamaan. Mutta suojelualueetkaan eivät ole täysin ihmisvaikutuksen ulkopuolella esimerkiksi tehokkaasta palontorjunnasta johtuen. Viime aikoina onkin useilla suojelualueilla aloitettu ihmisen muuttamien metsäalueiden ennallistaminen luonnontilaisen kaltaiseksi. Tarve ennallistamistoimenpiteiden laajentamiselle on otettu esille muiden muassa Etelä-Suomen, Oulun läänin länsiosan ja Lapin läänin lounaisosan metsien monimuotoisuuden turvaamisen toimintaohjelmassa (Etelä-Suomen metsien... 2002).

Kolin kansallispuiston hoitosuunnitelmassa esitetyn linjauksen mukaisesti metsäpalojen torjunta on aktiivista eli niiden laajoilla alueilla tapahtuva leviäminen pyritään estämään kaikissa tapauksissa. Vaikutuksiltaan merkittäviä, metsien luonnontilaistumisen kannalta olennaisia häiriöitä voivat siten oikeastaan aiheuttaa vain voimakkaat myrskyt ja lähinnä vaarojen lakialueilla puustovaurioita aiheuttava tykkylumi. Luontaista häiriödynamiikkaa ylläpitävien tekijöiden ja kehityskulkujen kontrolloinnin seurauksena myös Kolin metsiköistä suurin osa tulee kehittymään puusto-ominaisuuksiltaan eri-ikäisiksi tai erikokoisrakenteisiksi vain lähinnä pienaukoissa tapahtuvan uudistumisen kautta.

Metsää polttamalla voidaan lisätä lahopuun ja erityisesti palaneen puuaineksen määrää sekä monipuolistaa puuston rakennetta, sillä osa puista kuolee poltossa heti, osa muutaman vuoden kuluessa ja osa jää eloon, minkä lisäksi humuskerroksen palaminen edistää puiden luontaista uudistumista

(Etelä-Suomen ja... 2000). Yleensä lähes kaikki puut selviävät kevyestä maastopalosta elävinä, kun taas voimakas latvapalo tappaa puita tehokkaasti. Metsää polttamalla voidaankin tuottaa sukkession luontaisia alkuvaiheita, joille tyypillistä on lahoppuuston runsaus ja kehittyminen lehtipuuvaltaisiksi. Tällaisia palon tuottamia metsien kehitysvaiheita ei suojelualueilla ole tällä hetkellä juuri lainkaan (Virkkala ym. 2000).

Tulta voidaan käyttää kaikenikäisten metsien ennallistamiseen, mutta ennallistamispoltot pyritään tavallisesti sijoittamaan luontaisestikin paloherkille alueille (Tukia ym. 2001). Palovoimakkuuden ylläpitämiseksi on ennallistettavalla alueella oltava riittävästi palokuormaa, jota voidaan kasvat-
taa esimerkiksi siirtämällä palokujilta raivattua puustoa polttoalueen puolelle. Myös osa tai kaikki polttoalueella kasvavasta puustosta voidaan kaataa. Kaadettua puustoa polttamalla voidaan jäljitellä myrskytuhoalueella syttynyttä metsäpaloa.

Metsikkörakennetta aikaa myöten monipuolistavaa ja puulajivaihtelua lisäävää luontaista uudistu-
mista voidaan edesauttaa metsiköitä pienaukottamalla, mikä tulee erityisesti kysymykseen tasara-
kenteisissa, yhden puulajin istutus- ja kylvömetissä. Ennallistamissuunnittelun yhteydessä tuleekin
harkittavaksi, missä laajuudessa pienaukkoja kannattaa keinollisesti luoda Kolin kansallispuiston
metsiin. Vain pieni osa puiston Natura 2000 -suojelualueen metsistä on puustorakenteeltaan moni-
kerroksisia eli eri-ikäisrakenteen omaavia metsiä. Koska harvennushakkuin käsitellyissä entisissä ta-
lousmetsissä itseharvenemisvaiheen saavuttamiseen ja sitä kautta luontaisen pienaukkodynamiikan
käynnistymiseen voi kulua pitkä aika, on pienaukkojen keinotekoinen lisääminen perusteltua eten-
kin vanhojen metsien usein pienialaisten saarekkeiden läheisyydessä. Pienaukkojen tekemistä van-
hoihin tasaikäisiin talousmetsiin puoltaa myös se, että kohdentamalla aukottamiskäsittelyt järeisiin
puuyksilöihin voidaan tuottaa myös useimpien saproksyytilajien, joista monet ovat taantuneita, vaa-
rantuneita tai uhanalaisia, tarvitsemaa järeää lahoppuuta. Nuorten talousmetsien aukottaminen on
puolestaan perusteltua siitä syystä, että tällöin monikerroksinen erikokoisrakenne voidaan tuottaa
metsikköön jo sen varhaisvaiheessa eli selvästi ennen kuin metsikkö saavuttaa metsätaloudellises-
ti määritellyn uudistumiskypsyyden, joka on myös yksi Natura 2000 -luontotyyppien kuvauksissa
käytetyistä vanhan metsän määreistä (Airaksinen & Karttunen 1998).

Talousmetsissä yleensä vähäisen lahoppuun määrää voidaan lisätä vahingoittamalla elävää puustoa
tai tuomalla metsään kuollutta puuainesta alueen ulkopuolelta, joista ensiksi mainittua menetelmää
on Suomen luonnonsuojelualueiden ennallistamisessa käytetty yleisimmin. Kaulaus tarkoittaa puun
kuoren poistamista puun tyveltä. Toimenpiteellä pyritään saamaan aikaan puun asteittain tapahtuva
kuoleminen. Kaulauksen etuna on, että sen avulla voidaan tuottaa kuollutta ja ajanoloon lahoavaa
pystypuuta. Maapuuta voidaan puolestaan tuottaa sahaamalla puita poikki tai kaatamalla ne nurin
juurineen mekaanisesti. Juurineen kaatamisen tarkoituksena on paljastaa nousevan juurakon muka-
na mineraalimaata, jolloin taimettumisolosuhteet paranevat. Nuorissa taimikoissa voidaan istutettu-
ja puita kaataa raivaussahalla.

3.3 Ojitetut suot ja niiden ennallistaminen

Soita on Suomessa kuivatettu jo 1600-luvulta lähtien (Tanskanen 2000). Alun perin ojituksen tavoitteena oli viljelyssoiden perustaminen ja soiden lähialueen viljelyksille aiheuttamien hallatuhojen vähentäminen. Suunnitelmallisesti toteutettu metsätaloudellinen ojitustoiminta aloitettiin Suomessa 1900-luvun alussa (Seppä ym. 1993), mutta eniten metsien ja soiden ojituksia toteutettiin 1960-luvun lopulla, jolloin vuotuinen ojituspinta-ala oli lähes 300 000 ha (Metsätilastollinen... 2003). Yksin vuonna 1969 Suomessa kaivettiin metsä- ja suo-ojia yli 80 000 km (Metsätilastollinen... 2003). Nykyisin ei uusien suoalueiden ojituksia juuri suoriteta, mutta kunnostusojituksia toteutetaan yhä melko runsaasti. Pohjois-Karjalassa on tällä hetkellä ojitettuja soita yhteensä noin 412 000 ha, mikä on 76 % maakunnan alkuperäisestä suoalasta (Laukkanen ym. 2002).

Suon ojituksen tavoitteena on yleensä lisätä suon puuntuotosta. Tavoite pyritään toteuttamaan laskeamalla suon pohjaveden pinnan tasoa. Tämä saadaan aikaiseksi kaivamalla suolle ojia, joita pitkin pohjavesi (suovesi) valuu alueelta pois. Toisaalta ojituksella voidaan myös estää veden valuminen suolle sen ulkopuolelta. Kun suon pohjaveden taso laskee, lisääntyy suon maaperän ilmatilavuus, hajotustoiminta kiihtyy ja puiden juuriston toimintakyky lisääntyy (Laine ym. 1996), mikä voimistaa suoalueella tapahtuvaa haihtumista. Kun puuston latvusto kasvaa ja tihenee, lisääntyy vähitellen myös interseptio, mikä vähentää suoalueen sadantaa. Ojittaminen kasvattaa myös suon vedenvarastointikykyä, mikä vähentää ylivaluntaa (Heikurainen ym. 1978, Sallantaus 1986). Ojitetun suon vedenvarastointikyvyn ylittyessä suolle ei enää synny varsinaista tulvaa, vaan vedet valuvat suolta ojia pitkin pois luonnontilaista suota nopeammin (Seppä ym. 1993).

Ojittamisen seurauksena suon happamuustasoa kuvaava pH-arvo yleensä laskee (Heikurainen 1971, Vasander 1990). Ojittaminen laskee myös turpeen lämpötilaa etenkin rämeillä (Hytönen & Silfverberg 1991). Tämä johtuu muun muassa turpeen lämmönjohto- ja lämmönvarastointikyvyn heikkenemisestä. Tehokkaasti ojitetulla alueella myös routa viipyy keväisin pidempään. Toisaalta turpeesta haihtuvan veden määrä vähenee ojituksen jälkeen, mikä parantaa turpeen lämpötaloutta (Päivänen 1982). Lisäksi ojat voivat toimia kylmän ilman poistumisreitteinä (Heikurainen 1971). Puuston määrän kasvaessa tasaantuvat myös suon mikroilmastolliset olosuhteet.

Niukkaravinteisten soiden biomassatuotannosta suurin osa on yleensä rahkasammalien aiheuttamaa. Ojittaminen vähentää rahkasammalten kasvua, joten ainakin alkuvaiheessa ojituksen jälkeen suon kokonaisbiomassatuotanto usein laskee puuston kasvun lisäyksestä huolimatta (Vasander 1990). Eri puulajit reagoivat ojitukseen eri tavalla. Kahdesta neljään vuotta ojituksen jälkeen alkaa männyn sädekasvu lisääntyä. Kuusella vastaavan reaktion syntyyn kuluu neljästä kahdeksaan vuotta (Heikurainen 1971). Ojituksen jälkeisessä muuttumavaiheessa lajiluku kasvaa monilla suotyypeillä tilapäisesti suo- ja metsälajiston samanaikaisen läsnäolon vuoksi (Mannerkoski 1970, Hotanen ym. 1999). Osa suolajistosta säilyy kasvupaikalla vielä turvekangasvaiheessakin (Reinikainen 1984). Kasviyhteisön lajikoostumuksen muutos on yleensä suurin viljavilla suotyypeillä (Hotanen ym. 1999).

Puustoiset ojitetut suot ovat luonnontilassakin olleet pääosin puustoisia (Ahti 2004). Runsaspuustoisia luonnontilaisia suotyypppejä ovat muun muassa lehtokorpi (LhK), kangaskorpi (KgK), mustikkakorpi (MK) ja puolukkakorpi (PK). Puustoisia rämetyypppejä ovat esimerkiksi kangsräme (KgR), korpiräme (KR) ja isovarpuinen räme (IR). Tällaiset aidot puustoiset suotyyppit kattoivat kolmanneksen Suomen suopinta-alasta ennen ojitustoiminnan laajamittaista toteuttamista (Ahti 2004). Suon kasvilajikoostumus riippuu alueen ravinteisuudesta sekä suon hydrologiasta. Lähes kaikki puustoiset suot ovat minerotrofisia, eli ne saavat osan vesistään ja ravinteistaan suon ulkopuolelta tulevan valunnan

kautta (Ahti 2004). Monissa tapauksissa aitojen korpien ennallistaminen voi muodostua monimutkaiseksi, koska ojat ovat katkaisseet vesien ja ravinteiden tulon ympäröiviltä alueilta, jolloin alkuaan minerotrofiset suot ovat muuttuneet karummiksi (Ahti 2004). Tällaisten soiden ennallistaminen edellyttää, että minerotrofia palautetaan täyttämällä ojat. Osa korvista saa kuitenkin ravinnelisiänsä suoraan pohjamaasta, eikä ojitus välttämättä tätä ravinnelisiä heikennä (Eurola & Huttunen 1990).

Puustoisten soiden lisäksi alettiin 1960-luvulla ojittaa luontaisesti vähäpuustoisia soita (Moilanen & Issakainen 1984). Vähäpuustoisilla soilla pohjaveden pinnan tason laskua vauhdittaa ns. piilevien taimien kasvun nopeutuminen. Heikuraisten (1954) mukaan luonnontilaisilla rämeillä voi olla jopa kymmeniä tuhansia hidaskasvuisia puuntaimia hehtaarilla. Ojitus parantaa myös maaperän taimetumisosuhteita, joten useissa tapauksissa uusien puuntaimien syntyminen lisääntyy ojituksen seurauksena (Moilanen & Issakainen 1984).

Ojitettujen soiden ennallistaminen käynnistyi Suomessa varsinaisesti 1990-luvulla (Seppä ym. 1993, Heikkilä & Lindholm 1997, Vasander ym. 2003). Ennallistamistoiminnan ensisijaisena tarkoituksena on ollut vettää yhteensä noin 6500 ha erilaisilla suojelualueilla olevia ojituskohteita, (Aapala ym. 1995). Lisäksi kysymykseen tulee turvemaiden osittainen palauttaminen puskurivyöhykkeiksi, joiden avulla ehkäistään yläpuolisilla mailla tehtävien kunnostusojitusten, lannoitusten, maanmuokkausten ja hakkuiden aiheuttamia vesistöhaittoja (Sallantaus ym. 1998). Ennallistaminen on toteutettu yleensä tukkimalla ojia eri menetelmin sekä poistamalla puustoa suoalueelta (Heikkilä ym. 2002). Ennallistumiseen verrattavaa suoluonnon palautumista tapahtuu myös heikkotuottoisilla ojitusalueilla, joilla ei enää tehdä kunnostusojitusta ja joiden annetaan palautua hitaasti kohti luonnontilaisen kaltaista ekosysteemiä (Joensuu 2004).

Luonnontilaisilla soilla pohjaveden pinnan taso on aina lähellä suon pintaa (Seppä ym. 1993). Ojituksen valuntaa lisäävän vaikutuksen teho riippuu ojitustekniikasta. Sarkaleveys, ojien syvyys sekä niiden kaltevuus vaikuttavat vesien poistumisnopeuteen suoalueelta. Yleisimmin suon pohjaveden pinnan korkeus laskee ojituksen seurauksena 20–40 cm (Hytönen & Silfverberg 1991). Tämä nopeuttaa turpeen maatumista katotelmaraajapinnassa. Kun ennallistamistoimenpiteiden avulla pohjaveden pintaa nostetaan (ks. esimerkiksi Lanta ym. 2006), hidastuu turpeen hajoaminen. Suon normaaliin kehitykseen verrattuna pitkälle maatunut turvekerros jää vanhan hitaasti hajoavan ja ennallistamisen jälkeen hitaasti maatuvan turvekerroksen väliin, mikä vaikuttaa kauan jälkeensäkin suon kehitykseen (Seppä ym. 1993, Heikkilä ym. 2002). Esimerkiksi pitkälle maatuneen turpeen ilman ja veden läpäisykyky on heikompi kuin vähän maatuneen turpeen (Seppä ym. 1993). Ennallistamistoimien avulla aikaansaatu turpeen vettymisen lisää myös turpeen tilavuutta. Ojien tukkeutumisen aiheuttava turpeen tilavuuden kasvu on sitä suurempaa, mitä vähemmän maatunutta turve on (Seppä ym. 1993).

Putkilokasvit ovat herkkiä ojien tukkimisen aiheuttamille hydrologisille muutoksille (esimerkiksi Jauhiainen ym. 2002). Turvekankaiksi kehittyneillä ojitusalueilla putkilokasvien juuristo on jo sopeutunut tiettyyn pohjaveden pinnan keskimääräiseen tasoon, joten ennallistamisen aiheuttama maaperän ilmatilavuuden väheneminen haittaa niiden menestymistä (Seppä ym. 1993). Ennallistamistoimenpiteiden jälkeen monet soiden putkilokasvit ja sammalet, muun muassa monet rahkasammallajit, voivat runsastua varsin nopeasti (Jauhiainen ym. 2002, Lanta ym. 2006). Muiden eliöryhmien suhteen tarkasteltuna esimerkiksi sienilajisto ja -sato mitä todennäköisimmin niukkenevat ennallistamisen jälkeen, ja epäselmää on, miten ja millä nopeudella erikoistunut suolajisto palaa käsitellylle kohteelle (vrt. Salo 1979, 1993).

Soiden ennallistamisen yhteydessä on usein hyödyllistä poistaa suolle ojituksen jälkeen kasvanutta puustoa. Puuston poistaminen on tärkeää etenkin runsaspuustoisilla turvekankailla (Heikkilä ym. 2002). Sen avulla voidaan vähentää veden haihtumista ja lisätä sadantaa. Samalla voidaan ehkäistä useimmille suotyyypeille kuulumattoman runsaan lahopuumäärän muodostumista. Verryn (1988) mukaan luonnontilaisilla soilla puuston hakkuun on todettu lisänneen pohjaveden pinnan vaihtelua, mutta ei muuttaneen sen tasoa. Toisaalta Seppä ym. (1993) ovat todenneet pohjaveden pinnan kesaikaisen tason laskeneen keskimäärin 20 cm puuston määrän lisääntyessä 100 m³/ha. Metsähallituksen ennallistamiskohteilla on havaittu, että oksat ja muut hakkuutähteet hajoavat ja hautautuvat rahkasammaleen alle hyvinkin nopeasti (Heikkilä & Lindholm 1997). Hakkuutähteiden poistaminen on näin ollen tarpeen ainoastaan kaikkein herkimmillä kohteilla. Karuimpien soiden ennallistaminen saattaa vaatia erityisesti neulasia sisältävien hakkuutähteiden poistamisen ylimääräisen lannoitusvaikutuksen ehkäisemiseksi.

Etelä-Suomen ojitetuissa mustikkakorvissa puuston kasvu ja tilavuus ovat yleensä yli kaksinkertaisia luonnontilaisiin mustikkakorpiin verrattuna. Ahdin (2004) mukaan mustikkakorpien ennallistamisen yhteydessä ei kuitenkaan tulisi poistaa liikaa puustoa kerralla, sillä kuusi sietää heikosti nopeita hydrologisia muutoksia. Tällaisilla kohteilla tulisi pyrkiä hydrologian vähittäiseen palauttamiseen, jotta kohteet säilyisivät edelleen kuusivaltaisina.

3.4 Geneettinen monimuotoisuus ja alkuperä

Geneettisellä muuntelulla tarkoitetaan lajin sisäistä muuntelua, joka merkitsee sekä yksilöiden erilaisuutta että niiden kykyä tuottaa uusia tyyppejä seuraavaan sukupolveen (Rusanen ym. 1998). Yleisesti ottaen puulajit ovat geneettisesti muuntelevampia kuin muut eliöryhmät. Tämä johtuu puiden pitkäikäisyydestä, ristipölytyksestä, laajasta levinneisyydestä sekä tehokkaasta geenivirrasta (Muona 1987, Rusanen ym. 1998). Jokaisessa puussa arvioidaan olevan 15 000–25 000 geeniparia, jotka muodostavat yksilön genotyypin (Rusanen ym. 1998). Jokainen geenipari koostuu kahdesta alleelistä. Jos alleelit ovat samanlaisia, puhutaan homotsygoottisesta yksilöstä, ja jos alleelit ovat erilaisia, yksilö on heterotsygootti tämän geenin suhteen. Metsikön geneettinen monimuotoisuus on suuri, jos siinä on useita eri genotyyppejä, siinä esiintyy paljon eri alleleja ja siinä on paljon heterotsygoottisia yksilöitä (Rusanen ym. 1998).

Jos metsikön uudistamisessa käytetään kasvupaikalle sopivaa alkuperää, ja viljelyn annetaan täydentyä luontaisesti syntyneistä taimilla, ei viljely menetelmänä kavenna metsikön geneettistä monimuotoisuutta (Rusanen ym. 1998). Nykypäivänkään jalostustekniikoilla ei voida vaikuttaa kuin muutama puun ominaisuuteen kerralla. Muihin ominaisuuksiin ei metsänjalostuksessa pyritä vaikuttamaan. Jalostuksen vaikutus näihin ominaisuuksiin riippuu niiden takaisinkytkennästä jalostettaviin ominaisuuksiin sekä toisaalta sattuman vaikutuksesta jalostuspopulaatioissa (Häggman & Oksa 1999).

Kolin kansallispuiston Natura 2000 -alueen viljelymetsien geneettinen alkuperä on osittain Pohjois-Karjalassa, mutta osittain kauempana Etelä-Savossa, Keski-Suomessa, Salpausselän eteläpuolella Kymenlaaksossa ja Länsi-Suomessa. Kansallispuiston pohjoisosassa vanhan valtionpuiston alueella on kenttäkoetoiminnassa käytetty maantieteellisesti tarkasteltuna vieläkin kaukaisempia siemenalkuperiä ja jopa lehtikuusta, joka ei kuulu kotimaisten puulajiemme joukkoon.

Metsänviljelyssä jalostettua siementä on voitu männyn ja koivun osalta käyttää 1980-luvulta ja kuusen osalta vasta 1990-luvulta lähtien (Häggman & Oksa 1999). Kolin kansallispuiston viljelymetsistä ainoastaan noin 17 % täyttää nämä kriteerit, joten on selvää, että ainoastaan pienessä osassa kansallispuiston viljelymetsiä on perustettaessa käytetty jalostussiementä. On myös huomioitava, että männyn ja kuusen siemenviljelyksillä taustapölytyksen määrä on suuri, ja että jopa puolet siemensadosta saattaa olla siemenviljelyksen ulkopuolisten puiden pölyttämää (Rusanen ym. 1998).

Kolin kansallispuiston Natura 2000 -alueen viljelymetsien ennallistamista ei voi perustella pelkäämällä geneettisen monimuotoisuuden palauttamisella. Viljelymetsien ennallistamisessa päätavoitteena tulisi olla sen sijaan luonnonmetsille tyypillisen tilajärjestyksen, puulajisekoituksen ja eri-ikäisrakenteen palauttaminen. On myös muistettava, että kaikkien kansallispuiston viljelymetsien geneettinen aines ei ole paikallista alkuperää. Toiminnan yhtenä tavoitteena voi näin ollen olla geneettinen ennallistaminen, eli alueelle vierasta alkuperää olevaa puuston korvaaminen alueen alkuperäisellä puustoalkuperällä. Erityisesti alueella sijaitsevien lehtikuusimetsien (n. 4 ha) ennallistamisessa tul-laan pyrkimään nimenomaan metsikön geneettiseen ennallistamiseen. Koska kansallispuistossa ei voi uudistaa metsiä keinollisesti, geneettinen ennallistaminen voi tapahtua ainoastaan varmistamalla, että esimerkiksi polttamalla ennallistettavan alueen ympärillä sijaitsee luonnonmetsiä, joiden siemenillä alue pääsee uudistumaan luontaisesti.

Kolin kansallispuiston Natura 2000 -alueella sijaitsee erityinen kuusen (*Picea abies*) geenireservimetsäalue. Geenireservimetsien tarkoituksena on turvata paikallisen geeniaineiston säilyvyys (Koski 1995). Alue sijaitsee kansallispuiston ydinosassa Ukko-Kolin itärinteellä. Sen pinta-ala on noin 124 ha. Geneettinen ennallistaminen tukee myös geenireservimetsän tulevaa käyttöä ja kehitystä.

4 Kolin luonnonvarainventoinnit

4.1 Ennallistamissuunnitelman laadinnassa käytetyt inventointitiedot

Kaikki Kolin kansallispuiston maa-alueet inventoitiin Metlan Luoti-järjestelmän kuvioittaisen arvioinnin menetelmällä (Luoti maastotyöohje 2003) vuosina 1996–2001. Inventoinnin tarkoituksena oli kerätä perustietoa kansallispuiston metsien elävän ja kuolleen puun määrästä, puulajisuhteista, kasvupaikoista ja rakenteesta sekä alueella esiintyvistä erityiskohteista, kuten luolista. Inventointiaineisto sisältää yli 2 000 kuviota. Kuviodien keskimääräinen pinta-ala on noin 1,4 hehtaaria ja mediaanikoko 0,8 hehtaaria. Kansallispuiston avainbiotooppikuviot inventoitiin erikseen vuosina 1997–2000 (Hokkanen ym. 2003).

Kuvioittaisen arvioinnin Luoti-aineisto tarjoaa hyvän lähtökohdan ennallistamisohjelman suunnittelulle, mutta sen perusteella ei kyetä määrittämään eniten ennallistamisen tarpeessa olevia alueita eikä kaikkia ennallistamista rajoittavia tekijöitä. Tämän vuoksi suoritettiin erillinen Kolin kansallispuiston viljelymetsien inventointi vuonna 2001 (Ihme 2002). Viljelymetsien inventoinnin tavoitteena oli määrittää istuttamalla tai kylvämällä perustettujen metsien sijainti ja nykytila. Samalla pyrittiin keräämään kuvioittaisen arvioinnin aineistoa täydentävää lisätietoa kansallispuiston kangasmetsien kaskeamis- ja ennallistamissuunnittelua varten. Työssä pyrittiin ottamaan huomioon kansallispuiston metsien luonnonsuojelulliset, matkailulliset ja tutkimukselliset käyttötarkoitukset, joiden lisäksi pyrittiin arvioimaan viljelymetsien ennallistamisesta mahdollisesti aiheutuvia vaikutuksia lähi- ja kaukomaisemaan. Maisemavaikutusten arvioinnilla haluttiin varmistaa se, ettei eräs keskeisistä Kolin kansallispuiston tehtävistä – kulttuurihistoriallisesti ja maisemansuojelullisesti arvokkaan Kolin kansallismaiseman perusolemuksen säilyminen – olisi uhattuna uudenmuotoisen metsänkäsitteilytoiminnan seurauksena (ks. Laki Kolin... 1991).

Syksyllä 2001 ja alkutalvella 2002 toteutetussa ojitettujen alueiden inventoinnissa (Heikkinen 2002) pyrittiin arvioimaan mahdollisimman monipuolisesti ennallistamistoiminnan suunnitteluun liittyviä kohteen ominaisuuksia. Tavoitteena oli määrittää kaikkien Kolin kansallispuiston ojitettujen soiden ja kangasmetsien sijainti ja nykytila sekä soveltuvuus ennallistamiseen. Ekologisten tekijöiden lisäksi suuren painoarvon inventoinnissa saivat maisemaan, virkistyskäyttöön ja ennallistamisen tekemiseen toteuttamiseen liittyvät tekijät.

4.2 Kivennäismaiden istutus- ja kylvömetsien erillisinventointi

4.2.1 Viljelymetsäkuvioiden kartoitus

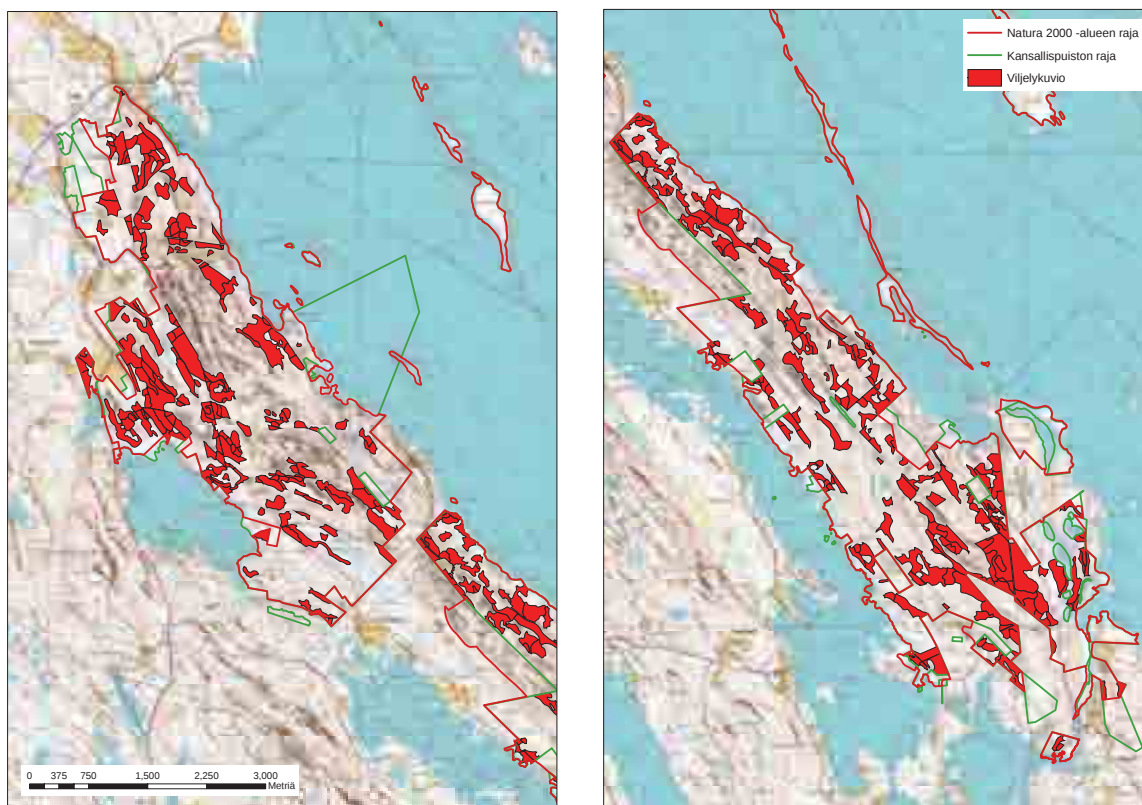
Kivennäismaiden istutus- ja kylvömetsien ennallistamistarpeen määrittämiseksi suoritettiin erillisinventointi vuonna 2001 (Ihme 2002). Erillisinventoinnin maastotiedon keruuta varten suunniteltiin tiedon mittaus- ja luokitustavat sekä laadittiin tiedonkeruulomake. Viljelymetsien alustava sijainti määritettiin hyödyntämällä kuvioittaisia metsävaratietoja sekä Metlassa säilytettävää viljelykorttiarkistoa. Kolin vanhan valtionpuiston viljelykorttiarkisto sisältää perustamis- ja viljelymateriaalin alkuperätiedot Metlan Kolille perustamista viljelymetsistä aina 1900-luvun alkupuolelta asti. Lopullinen määrittäminen toteutuneesta metsikön perustamistavasta ja -ajankohdasta tehtiin maastossa tarkastelemalla metsikön tilajärjestystä ja puulajirakennetta sekä suorittamalla mittauksia puuston iän määrittämiseksi.

4.2.2 Tulokset

Pinta-ala ja topografia

Suoritetun erillisinventoinnin tulosten perusteella Kolin kansallispuiston Natura 2000 -alueen viljelymetsiköiden yhteenlasketuksi pinta-alaksi saatiin 637 ha ja kuvioiden lukumääräksi 396. Metsikkökuvioiden pinta-ala vaihteli välillä 0,02–12,4 ha ja oli keskimäärin n. 1,6 ha. Suurin osa viljelymetsistä eli noin 470 ha sijaitsi rinteessä. Viljelykuviot sijaitsivat keskimäärin 160 m merenpinnan yläpuolella (m m.p.y.). Pinta-alalla painotettu, kuvion keskikohdasta määritetty keskimääräinen sijainti oli 166 m m.p.y. Suurin kuvion keskikohdan korkeuslukema oli 275 m m.p.y. Kolin alueen keskimääräisen tykkylumirajan, joka on 230 m m.p.y., yläpuolella sijaitsi 59 viljelymetsikköä, joiden yhteenlaskettu pinta-ala on 94 ha. Korkealla sijaitsevilla kuvioilla havaittiin runsaasti tykkylumivaurioita.

Viljelemällä perustettuja metsiköitä sijaitsee kansallispuiston kaikissa osissa (kuva 2). Viljelymetsiköiden sijoittumisessa on havaittavissa ryhmittäisyyttä, eikä pelkästään luontaisesti syntyneiden metsiköiden reunustamia viljelykuvioita juurikaan esiinny. Viljelykuvioista 18 rajoittui vesistöön ja 22 peltoon. Kansallispuiston rajoihin rajautui noin 45 prosenttia kuvioista. Tiehen rajautui 115 viljelymetsäkuvioita, jota voidaan pitää varsin suurena määränä.

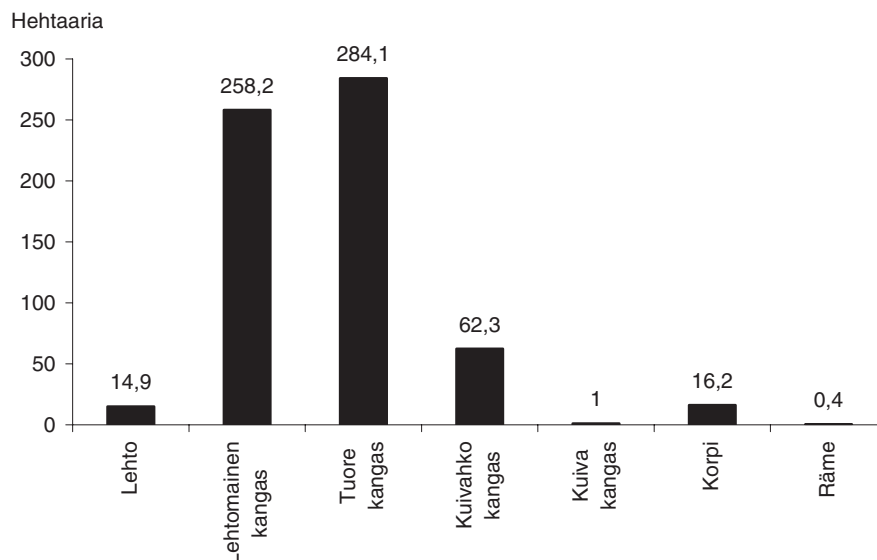


Kuva 2. Kolin kansallispuiston Natura 2000 -alueelle sijoittuvat viljelymetsät. Vasemmalla puiston pohjoinen osa ja oikealla eteläinen osa (© Maanmittauslaitos, lupa nro PKAR/034/05).

Maaperä

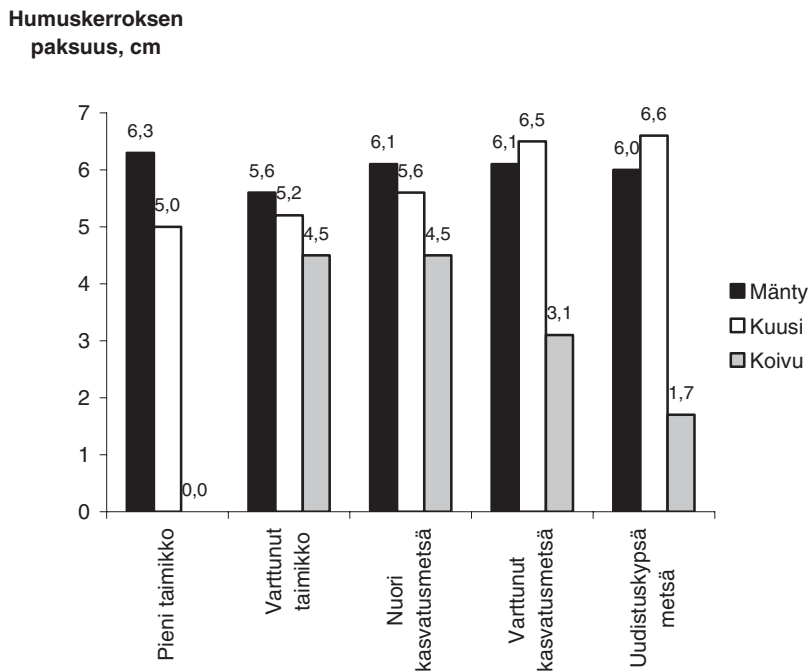
Vanhan valtionpuiston alueella on viljelymetsiä perustettu huomattavassa määrin vanhoille kaski-ahoille ja niityille tai laitumille. Vuonna 1936 toteutetun metsikköinventoinnin tulosten perusteella kaskimaiden ja niille kehittyneiden muiden maatalousmaiden (esimerkiksi ahot, niityt, pellot ja laitumet) osuus silloisen valtionpuiston maapinta-alasta (lähes 890 hehtaaria) oli noin 12 prosenttia.

Valtaosa vuoden 2001 inventoinnin kohteena olleista istuttamalla tai kylvämällä perustetuista metsistä sijaitsi kangasmailla. Ainoastaan noin 16 hehtaaria viljelymetsien yhteenlasketusta pinta-alasta määriteltiin lukeutuvaksi korpiin ja vain noin 0,4 hehtaaria rämeisiin. Viljelymetsissä yleisin maalaji oli hiekkamoreeni (88 % pinta-alasta ja 89 % kuvioiden lukumäärästä). Maalaji oli lajittunut ainoastaan noin 0,5 prosentilla viljelykuvioiden pinta-alasta ja 1,0 prosentilla kuvioiden lukumäärästä. Vain hieman yli 2 prosenttia viljelymetsien pinta-alasta ja 2,5 prosenttia kuvioiden lukumäärästä oli ojitusalueita. Viljelymetsät ovat keskimäärin melko reheviä (kuva 3), sillä noin 90 prosenttia viljelymetsistä sijaitsi lehtomaisilla tai tuoreilla kankailla.



Kuva 3. Kolin kansallispuiston Natura 2000 -alueen viljelymetsien kasvupaikkatyyppitaiset pinta-alat.

Natura 2000 -alueen viljelymetsien pinta-alasta 8 prosenttia todettiin inventoinnissa soistuneiksi ja noin 10 prosenttia kivisiksi, jolloin alueen eri kohteiden kivisyysasteeksi määritettiin yleensä ”erittäin kivinen”. Tällaisen kivisyysasteen voidaan yleisesti ottaen olettaa alentavan metsämaan puuntuotoskykyä. Humuskerroksen paksuus vaihteli riippuen kasvupaikan lämpö- ja vesitaloudesta, metsätyypistä, puulajista sekä puuston määrästä ja iästä. Kuusikoissa humuskerros yleensä paksuuntui ja koivikoissa oheni kaikilla metsätyypeillä puuston määrän lisääntyessä. Tämä on selitettävissä sillä, että lehtipuuvaltaiset metsät sijaitsevat yleensä rehevillä kasvupaikoilla ja entisillä pelloilla, joilla maaperän hajotustoiminta on vilkasta ja joilla kivennäismaan sekoittuminen humuksen kanssa on tavallista. Mäntymetsien tapauksessa kehitysluokka ei selittänyt muutoksia humuskerroksen paksuudessa. Samaa kasvupaikkaa ja ikäluokkaa edustavien metsiköiden humuskerroksen ominaisuuksia vertailtaessa kuusikoiden humuskerroksen havaittiin olevan paksumpi kuin männiköiden. Myös karujen maiden männiköiden humuskerros oli yleisesti ohut. Kuvassa 4 esitetään puulajeittain ja metsän kehitysluokittain ryhmiteltyjen kuviokohtaisten humuspaksuuksien aritmeettiset keskiarvot.



Kuva 4. Humuskerroksen paksuus kehitysluokittain Kolin kansallispuiston Natura 2000 -alueen mänty-, kuusi- ja koivuvaltaisissa viljelymetsissä.

Kuvion humuskerroksen palamisherkkyyys vaikuttaa kuvion metsittymiseen polton jälkeen. Lähes kokonaan kivennäismaan päältä palanut humus tarjoaa tasaisen kostean itämisalustan ympäröivistä metsistä paloalueelle leviävälle puun siemenille. Osa metsäkasvillisuuden juuristosta palaa humuksen mukana, jolloin valo ja humuksesta vapautuneet ravinteet ovat vapaasti puuntaimien käytettävissä.

Taimikoissa esiintyi vaihtelevasti heinää, ruohoa ja sammalkasvustoa. Kaikista tiheimmin heinää ja ruohoa kasvavissa taimikoissa humuksen arvioitiin olevan vaikeasti syttyvää. Valtaosa taimikoista oli lehtipuuvaltaisia ja luokitui joko tuoreisiin tai lehtomaisiin kankaisiin, joiden humuksen syttymisherkkyyden katsottiin olevan alhainen. Taimikoiden tapauksessa humuskerroksen palomerkkyyttä alentaa myös poltettavasta puusta muodostuvan palokuorman vähyys. Sitä vastoin runsaspuus- toisilla kohteilla humuskerros tulee todennäköisesti palamaan hyvin, vaikka sen syttymisherkkyyks olisikin arvioitu heikoksi.

Syttymisherkkyyttä arvioitiin kolmiportaisella asteikolla. Nolla tarkoitti, että metsikkö syttyy erittäin heikosti. Yksi tarkoitti, että metsikkö syttyy heikosti. Helposti syttyvät metsät saivat arvon kaksi. Kaikkein syttymisherkeimmiksi arvioitiin nuoret mäntytaimikot (kuvioittainen keskiarvo 1,7). Varttuneempien männikkökuvioiden syttymisherkkyyden keskiarvo oli noin yksi. Männiköiden syttymisherkkyyttä alensi metsiköiden sijainti melko rehevillä kasvupaikoilla. Kuusikoiden syttymisherkkyyks oli korkeimmillaan kasvatusmetsävaiheessa. Keskimäärin kaikkein syttymisherkeimpiä olivat kuusikot. Kuusikkokuvioiden keskimääräinen syttymisherkkyyssarvo oli 1,3. Lehtimetsäkuvioiden syttymisherkkyyks oli keskimäärin 0,8.

Puusto

Kansallispuiston Natura 2000 -alueen viljelymetsien keski-ikä oli inventointihetkellä vuonna 2001 noin 32 vuotta. Yli 60-vuotiaiden viljelymetsiköiden pinta-ala oli yhteensä 53 ha. Vanhimman viljelymetsikön ikä oli 84 vuotta. Istuttamalla perustettujen metsien osuus viljelymetsien pinta-alasta on 94 %. Kylvämällä perustetut metsiköt sijaitsevat keskimäärin hieman karummilla kasvupaikoilla

kuin istutetut metsiköt. Kylvämällä perustetuissa metsissä puuston rakenne ja puulajisuhteet olivat selvästi lähempänä luontaisesti uudistuneiden metsien rakennetta kuin istutetuissa metsissä. Kylvöalojen ennallistamisessa luontevimmaksi vaihtoehdoksi arvioitiin yleensä lahoppuun lisääminen.

Luontaisesti syntynyttä puustoa esiintyi inventoiduilla alueilla vaihtelevasti. Erityisen runsasta luontaisesti syntynyt lehtipuusto oli nuorissa, rehevissä taimikoissa, jotka olivat jääneet hoitamatta. Osalla kohteista kaikki viljellyt puut olivat kuolleet tuhojen seurauksena ja puusto koostui yksinomaan luontaisesti syntyneistä yksilöistä. Tällaisten kohteiden ennallistamiseen ei yleensä ole tarvetta. Suurimmalla osalla viljelymetsäkuvioista luontainen taimiaines oli kituliasta aliskasvosta tai sitä esiintyi erittäin vähän (169 metsikköä). Luontaisesti syntyneet puut olivat 55 metsikössä elinvoimaisia, mutta pienempiä kuin viljellyiksi arvioidut puut. Viljelemällä alkunsa saaneet ja luontaisesti syntyneet puut olivat samankokoisia 138 metsikössä. Luontaisesti syntyneet puut hallitsivat 29 metsikössä viljelemällä perustettuja puita. Viljelemällä perustettu puusto oli kadonnut kokonaan viidestä metsiköstä.

Männyn viljelyalat olivat kehitysasteeltaan keskimäärin nuorempia kuin kuusen ja koivun (taulukko 1). Männiköiden vallitseva kehitysluokka oli varttunut taimikko, joita oli yli puolet männyn viljelyalojen kokonaismäärästä. Kuusen viljelyalat olivat kehittyneet jo huomattavalta osin nuoriksi kasvatusemetsiksi tai varttuneiksi kasvatusmetsiksi. Vajaa 3 % viljelymetsien pinta-alasta sisälsi huomattavasti tukkipuuta ja vastasi kehitysasteeltaan metsälain mukaista uudistuskypsää metsää.

Taulukko 1. Kolin kansallispuiston Natura 2000 -alueen viljelymetsien kehitysluokittaisten pinta-alojen (ha) jakaantuminen puulajeittain. Suluissa olevat luvut ilmaisevat pinta-alojen prosentuaalisia osuuksia.

Kehitysluokka	Mänty		Kuusi		Koivu		Yhteensä	
Pieni taimikko	7,8	(1,2)	7,0	(1,1)	0,0	(0,0)	14,8	(2,3)
Varttunut taimikko	104,4	(16,4)	120,8	(19,0)	15,6	(2,4)	240,8	(37,8)
Nuori kasvatusmetsä	71,2	(11,2)	163,5	(25,7)	24,6	(3,9)	259,3	(40,7)
Varttunut kasvatusmetsä	12,1	(1,9)	74,1	(11,6)	16,9	(2,6)	103,1	(16,2)
Uudistuskypsä metsä	0,2	(0,0)	13,6	(2,1)	5,4	(0,9)	19,2	(3,0)
Yhteensä	195,8	(30,7)	378,9	(59,5)	62,4	(9,8)	637,1	(100,0)

Lehtikuusimetsiköiden yhteispinta-ala oli noin 4 ha (taulukko 2). Ne olivat osin varttuneita kasvatusmetsiä (1,7 ha) ja osin varttuneita taimikkoja (1,8 ha). Varttuneita kasvatusmetsiä ja metsätaloudellisesti uudistuskypsiä metsiä edustavia visakoivuviljelmiä on yhteensä 0,7 ha.

Taulukko 2. Kylvön ja istutuksen pinta-alat (ha) puulajeittain. Sulkeissa oleva prosenttiluku ilmaisee osuutta koko Natura 2000 -alueen viljelysten yhteismäärästä.

Viljelytapa	Mänty		Kuusi		Koivu		Lehtikuusi		Yhteensä	
Kylvö	23,0	(3,6)	8,8	(1,4)	5,3	(0,8)	0,0	(0,0)	37,2	(5,8)
Istutus	172,8	(27,1)	366,2	(57,5)	57,1	(9,0)	3,9	(0,6)	600,0	(94,2)
Yhteensä	195,8	(30,7)	375,1	(58,9)	62,4	(9,8)	3,9	(0,6)	637,1	(100,0)

Viljelymetsien kokonaispinta-alasta noin 6 %:lla (37 ha) luontaiset häiriöt ovat muokanneet metsien rakenteesta huomattavan luonnonmukaisen. Niiden geneettiset ominaisuudet eivät silti vastaa täysin luonnontilaisia metsiä.

Suurin osa viljelymetsistä oli metsätaloudellisesti ylitieheitä (noin 64 % pinta-alasta). Erityisesti kuusiviljelykset olivat sulkeutuneita ja niiden luontainen harveneminen oli käynnistynyt. Ainoastaan noin 2 % viljelymetsistä oli metsätaloudellisesti liian harvoja.

Monimuotoisuus

Viljelymetsissä lahopuun keskimääräinen tilavuus oli noin 1,6 m³/ha. Eniten lahopuuta esiintyi rehevimmillä kasvupaikoilla. Eri puulajien vallitsevien metsiköiden lahopuumäärissä ei sen sijaan ollut juuri eroa. Yli 10 m³/ha lahopuuta esiintyi vain hieman yli 10 hehtaarin laajuisella alueella. Kyseisten metsiköitten pinta-alalla painotettu keski-ikä oli 39 vuotta. Viljelymetsien alueella sijaitsevien avainbiotooppikuvioiden yhteispinta-ala oli noin 49 ha. Avainbiotooppien sijainti ja kasvillisuus on selvitetty vuosina 1997–2000 toteutetussa erityisinventoinnissa (Hokkanen ym. 2003).

Puuston monimuotoisuuden arvioinnissa tehtiin havaintoja puuston kerroksellisuudesta ja puulajisuhteista (taulukko 3). Yksipuoliset viljelymetsät olivat viljellyn puuston hallitsemia tasakokoisia metsiä. Karujen kasvupaikkojen männiköt ovat luonnontilaisinkin rakenteeltaan melko yksinkertaisia, joten ne luokiteltiin omaan luokkaansa. Lievää kerroksellisuutta ja sekapuustoisuutta esiintyi lähinnä nuorissa vakiintumattomissa kuusen taimikoissa, joissa viljelykuusi ei ollut päässyt vielä vallitsevaan asemaan, sekä varttuneissa metsissä. Huomattavaa kerroksellisuutta tai sekapuustoisuutta esiintyi joissakin viljelytaimikoissa ja varttuneissa sekametsissä. Erityisen arvokkaita rakennepiirteitä omaaviksi määriteltiin sekapuustoiset ja kerrokselliset metsät, joissa esiintyi järeitä haapoja, leppiä ja koivuja. Osassa nuoria ja varttuneita metsiä voitiin arvioida metsän arvokkaiden rakennepiirteiden lisääntyvän huomattavasti puuston ikääntyessä. Tällaisissa metsissä esiintyi runsasta sekapuustoisuutta.

Yhteensä 143 viljelykuviota olivat lievästi kerroksellisia. Kaikkiaan 101 kuviota olivat ominaisuuksiltaan yksipuolisia viljelymetsiä. Monimuotoisimmissa luokissa oli yhteensä 81 kuviota. Jatkossa monimuotoisuuden säilyttämisen kannalta merkittävin on luokka 5, johon kuuluu 24 viljelymetsäkuviota. Näillä kuvioilla kasvaa runsaasti haapaa ja leppää sekapuuna.

Taulukko 3. Kolin kansallispuiston Natura 2000 -alueen viljelymetsien jakaantuminen puuston monimuotoisuusluokkiin.

Monimuotoisuusluokka	Lukumäärä	Pinta-ala, ha
1. Yksipuolinen viljelymetsä	101	114
2. Karuille kasvupaikoille luonteenomainen männikkö, mutta viljelty	71	117
3. Lievää kerroksellisuutta ja/tai sekapuustoisuutta	143	276
4. Huomattavaa kerroksellisuutta ja/tai sekapuustoisuutta	52	75
5. Puustossa erityisen arvokkaita rakennepiirteitä	24	47
6. Puuston ikääntyessä arvokkaat rakennepiirteet lisääntyvät huomattavasti	5	8
Yhteensä	396	637

Viljelymetsistä kartoitettiin inventoinnin yhteydessä myös monimuotoisuuteen vaikuttavia erityisominaisuuksia, kuten riista- ja sienestysalueita, kosteikkoja ja pienialaisia lehtoja. Tällaisia erityisominaisuuksia löytyi inventoinnin yhteydessä erittäin vähän. Suuria muurahaiskekoja (≥ 50 cm korkeita) sen sijaan esiintyi melko runsaasti viljelymetsissä. Niiden rakentaminen on vienyt hyvin pitkiä aikoja, joten taimikoiden suuret muurahaiskeot ovat peräisin edellisen puusukupolven ajoilta. Suurimmat keot löytyivät vanhan valtionpuiston vanhoista viljelykuusikoista.

Natura 2000 -alueen viljelymetsistä löytyi 48 kuviota, joilla oli runsaasti maisemassa näkyviä siirtolohkareita. Lohkareisuus vaikuttaa ennallistamismenetelmän valintaan. Esimerkiksi polttamista on syytä välttää lohkaralueilla, koska erityisesti kvartsiittilohkareet murenevät helposti tulen synnyttämässä kuumuudessa.

Maisema

Kuvioiden näkyvyys kauko- ja lähimaisemassa arvioitiin virkistyskäytön kannalta tärkeiltä näköalapaikoilta, poluilta ja teiltä. Arvioinnissa käytettyjä näköalapaikkoja olivat Ukko-Koli, Akka-Koli, Paha-Koli, Mäkrä, Ryläys, Räsävaara ja Vesivaara. Noin kolmasosa viljelymetsistä sijaitsi matkailupolkujen näkymäalueilla. Tärkeitä matkailupolkuja ovat Ukko-Kolin lakipolku, Mäkrän polku, sataman polku, Kasken kierros, Pienen-Kolin polku, Tarhapuron polku, laskettelurinteen polku, Paimenen polku sekä Herajärven kierros. Kyseiset polut on merkitty kansallispuiston ulkoilukarttaan. Yli puolet viljelymetsien pinta-alasta oli kokonaan polkureittien näkymättömissä. Vain noin 18 % viljelymetsistä näkyi tärkeille matkailuteille. Tärkeitä teitä olivat tarkastelussa Ylä-Kolintie, Sata-matie, Rantatie ja Jerontie-Kehätie. Yhteensä 17 kuviota näkyi laskettelurinteiltä. Ainoastaan 5 viljelykuviota (13 ha) muodostaa siluetin alueen maisemakuvassa. Nämä kohteet ovat erittäin herkkiä maiseman kannalta. Yhteensä 33 viljelymetsäkuviota (76 ha) sijaitsee harjanteen tai vaaran laen tuntumassa, mutta ei muodosta siluettia maisemaan.

Maiseman avartumista arvioitaessa kiinnitettiin huomiota maiseman kehittymiseen tilanteessa, jossa metsikkö ennallistettaisiin menetelmällä, jonka käytön seurauksena suurin osa puustosta kaadettaisiin, tuhoutuisi tai poistettaisiin alueelta. Erityisesti arvioitiin ennallistamistoimien myötä tapahtuvaa näkymien avautumista vesistöihin tai vaaroille. Vaaroille tai vesistöön maisemaa avar-tavien viljelymetsäkuvioiden pinta-ala oli noin 46 % viljelymetsien pinta-alasta. Ennallistamisen avulla voidaan näin ollen merkittävästi lisätä Kolin kansallispuiston keskeisiä maisemallisia arvoja eli vesistö- ja vaaranäkymiä.

Kohteen polttokäsittelymahdollisuudet

Naapurikuvion syttymisherkkyyttä arvioitaessa kiinnitettiin huomiota viljelykuvion muotoon, kal-tevuuteen ja topografiseen asemaan sekä naapurikuvioiden puustoon ja maapohjaan. Pienistä, pit-kistä ja kapeahkoista viljelykuvioista tuli karkaa helpommin naapurimetsiin, koska kosketuspinta naapurimetsiin on suurempi. Lisäksi tällaisilla kuviolla myös polttotapahtuman hallinta on vaikeaa. Tällaisia kuvioita oli runsaasti, mutta usein niitä ympäröivät ominaisuuksiltaan samankaltaiset en-nallistettavat viljelykuviot. Tällöin polttokäsittelyllä ennallistettava alue voidaan rajata niin, että se on muodoltaan polttamiseen sopiva.

Naapurimetsien puuston rakenne ja maapohjan ominaisuudet saivat suurimman huomion arvioi-taessa naapurikuvioiden syttymisherkkyyttä (taulukko 4). Latvapalon sammuttaminen ja pysäyttä-minen on työläämpää maassa etenevään paloon verrattuna, joten latvapaloille alttiita kuivaoksaisia ja tiheitä kuusikoita pidettiin paloherkimpinä reunametsinä. Nuorissa ja tuoreoksaisissa kuusikois-sa latvapaloherkkyys arvioitiin heikoksi. Varttuneet kuusikot arvioitiin paloherkimmiksi, kun taas vanhoissa harvapuustoisissa kuusikoissa latvapaloherkkyys arvioitiin jonkin verran vähenevän. Männiköissä latvapaloherkkyys arvioitiin kuusikoita pienemmäksi. Männiköiden tiheyden ja kuivi-en alaoksien määrän vaihtelua ei huomioitu arvioissa. Lehtimetsiköiden latvapaloriski arvioitiin pie-nimmäksi. Lehtipuusekoituksen kuusikoissa ja männiköissä arvioitiin pienentävän latvapaloriskiä.

Taulukko 4. Naapurikuvioiden syttymisherkkyys.

Naapurikuvioiden syttymisherkkyys	Kuvioiden lukumäärä	Pinta-ala, ha
Ei herkästi palavaa ainesta	10	11
Herkästi palavaa ainesta jonkin verran	256	426
Herkästi palavaa ainesta runsaasti	130	200
Yhteensä	396	637

Maapohjan ominaisuudet saivat vähäisemmän painoarvon arvioitaessa naapurikuvioiden syttymisherkkyyttä, joka paljolti noudattelee puuston rakenteen mukaista syttymisherkkyyttä. Koivikot, aikaista kevättä lukuun ottamatta, kasvavat yleensä huonosti palavaa vihreää heinää. Männiköissä pohjakerrosta vallitsevat seinäsammal, varvut tai heinät (nuoret taimikot). Niiden ei viheriöidessään arvioitu syttyvän niin herkästi kuin varttuneiden kuusikoiden karikekerroksen; tiheissä ja varttuneissa kuusikoissa oli yleensä paksu, kuiva ja kuohkea neulasmatto, jonka paloherkkyys arvioitiin korkeaksi. Nuoret kuusikot puolestaan kasvoivat heinää, joten ne eivät olleet syttymisherkkiä myöskään maapohjan osalta. Männiköistä ainoastaan kuivien, kanervaa ja jäkälää kasvavien metsiköiden syttymisherkkyys arvioitiin maapohjan ominaisuuksien perusteella suureksi. Metsikön paloherkyyden katsottiin olevan heikon, jos kuviolla esiintyi merkittävästi seinäsammalta. Jäkälän ja kanervan määrän lisääntyessä paloherkyyden arvioitiin lisääntyvän. Naapurikuvioiden syttymisherkyyden arvioinnissa täytyisi ottaa huomioon myös polttoajankohta. Tämä arvio koskee aikaa, jolloin heinä on vihreää. Niinpä heinäisten reunametsien (taimikot, koivikot) syttymisherkkyys on arvioitua suurempi keväällä, jolloin maapalo etenee herkästi kuolleessa heinikossa.

Sammutusveden saatavuutta tarkasteltiin selvittämällä purojen, vesistöjen, ojien ja kosteiden painanteiden sijainti kuvioon nähden sekä niiden vesimäärä (taulukko 5). Sammutusvettä sisältäviksi ojiksi ja painanteiksi määriteltiin myös ne, joista arvioitiin saatavan vettä patoamalla.

Taulukko 5. Sammutusveden saatavuus.

Sammutusveden saatavuus	Kuvioiden lukumäärä	Pinta-ala, ha
Ei saatavana	68	102
Alle 200 m kuvion reunasta	259	438
Sijaitsee kuviolla	69	96
Yhteensä	393	636

Noin kolmasosa viljelymetsistä sijaitsee niin kaukana kulkuväylistä, että sammutuskalustoa ei niihin voida kuljettaa muutoin kuin kantamalla. Sammutuskaluston kuljetusmahdollisuutta tarkasteltiin paloauton ja sen letkujen ulottuvuuden kannalta (taulukko 6). Sammutuskaluston kuljetusmahdollisuus arvioitiin hyväksi, jos kuvio sijaitisi alle 100 metrin päässä ajokelpoiselta väylältä. Kuljetusmahdollisuus katsottiin heikoksi, jos se etäisyys oli 100–200 metriä. Yli 200 metrin etäisyys merkitsi, että kuljetusmahdollisuutta ei ole. Luokittelua ei tehty kuitenkaan tarkasti asetettuja rajaetäisyyksiä noudattaen. Vaikeasti kuljettavat jyrkänteet, kalliot ja suot heikensivät kuljetusmahdollisuutta, kun taas tasaiset maat paransivat kuljetusmahdollisuutta.

Taulukko 6. Sammutuskaluston kuljetusmahdollisuus.

Sammutuskaluston kuljetusmahdollisuus	Kuvioiden lukumäärä	Pinta-ala, ha
Ei mahdollisuutta	154	235
Heikko	95	153
Hyvä	147	249
Yhteensä	396	637

Rakennukset kuviolla ja kuvion lähituntumassa vaativat palontorjunnassa erityishuomiota. Viljelymetsiköissä tai niiden läheisyydessä oli muutamia nuotiopaikkoja, joissa oli paloherkkää kalustoa tai rakennelmia. Yleensä puuston rakennukset sijaitsevat pienillä aukeilla, jotka eivät rajaudu poltettaviksi suunniteltuihin alueisiin.

4.3 Ojitettujen soiden erillisinventointi

4.3.1 Mittaus- ja arviointimenetelmät

Ojitettujen alueiden erillisinventointi (Heikkinen 2002) ulottui sekä kangas- että turvemaille. Lisäksi mukaan valittiin joitakin ojitettuja aiemmin maatalouskäytössä olleita alueita. Ojitettujen alueiden sijainti oli määritelty Kolin kansallispuiston kuvioittaisen inventoinnin yhteydessä. Ojitettujen alueiden erillisinventoinnin suunnittelussa käytettiin apuna metsäojitettujen soiden ennallistamisopasta (Heikkilä & Lindholm 1995).

Ensimmäinen työvaihe oli valuma-alueiden rajaaminen kuviokartalle korkeuskäyrien mukaisesti. Valuma-alueiden sisältä rajattiin suoalueet kuviokartan ja maastotarkastuksen avulla. Suoalueella tarkoitetaan kivennäismaiden rajaamaa suon osien muodostamaa suokokonaisuutta. Suoalueet rajattiin ottaen huomioon vesien virtaussuunta kuvioilla siten, että saman suoalueen kuvioilla valumavedet virtasivat samaan suuntaan. Suoalueet numeroitiin siten, että numeroinnista on määritettävissä myös valuma-alue. Inventointia varten luotiin tiedonkeruulomake, johon kirjattiin inventointihetken tiedot kunkin metsikkökuvion puuston tilasta ja vesitaloudesta sekä arviot ennallistamisen teknisen toteuttamisen mahdollisuuksista ja esitetyn ennallistamistoimenpiteen vaikutuksesta maisemaan ja kuvion biologiseen monimuotoisuuteen.

Osa tunnuksista oli määritettävissä peruskarttatietojen perusteella, mutta suurin osa niistä määritettiin maastossa joko mittaamalla tai silmävaraisesti arvioiden. Peruskartan korkeuskäyrien avulla arvioitiin esimerkiksi suoalueiden kaltevuutta ja ennallistamisesta kansallispuiston ulkopuolisille alueille aiheutuvia vaikutuksia. Ojien keskimääräinen syvyys, leveys ja vedenpinnan taso mitattiin 5 cm:n tarkkuudella kuivatuksen kannalta tärkeimmäksi arvioidun ojan keskimääräisestä kohdasta. Ojien kunto ja siinä kasvavan kasvillisuuden määrä arvioitiin silmämääräisesti mittauskohdan ympäristöstä.

4.3.2 Tulokset

Yleistiedot

Kolin kansallispuiston Natura 2000 -alueen suoalueet sijaitsevat pääosin vaarojen välisissä laakso-
maisissa, luode-kaakko -suuntaisissa painanteissa, minkä vuoksi suoalueet ovat yleensä muodoltaan pitkänomaisia ja kapeita. Kansallispuiston suoalueet, ojitusalueet mukaan lukien (taulukko 7), edustavat pääosin minerotrofisia suotyyppisiä, lähinnä korpisuus-reunavaikutusta (ohutturpeisuus ja kangasmaan läheisyys). Kolin alueella esiintyy harvakseltaan myös ombrotrofisia, karuja rahkasoi-
ta, jotka ovat verraten pienialaisia. Yleisiä sitä vastoin ovat tihkupinnat, joita luonnehtii sekoittuneisuus mineraalimaamosaiikkiin. Varsinaiset lähdesuot ovat harvinaisia. Joillakin järven tai lammen läheisyydessä sijaitsevilla kuvioilla suon ravinnetalouteen vaikuttaa luhtaisuus (pintavesivaikutus), jonka aiheuttaa läheisen vesialtaan luontainen vedenpinnan korkeuden vaihtelu. Joillakin kuvioilla sekä korpisuus että luhtaisuus ovat suolle leimaa-antavia piirteitä. Lisäksi muutamalla kuviolla rim-
pisyys (heikosti liikkuvan veden vallassa olevia painanteita) on leimaa antava piirre.

Taulukko 7. Ojitettujen kuvioiden jakautuminen suon ekohydrologiaa leimaavan vallitsevan tekijän mukaan.

Luokka	Pinta-ala, ha	Kuviot, kpl
Lähteisyys	0	0
Luhtaisuus	3,3	5
Korpisuus	88,3	91
Rimpisyys	0,5	2
Yhteensä	92,0	98

Natura 2000 -alueen ojitusalueiden kokonaispinta-ala on 92 hehtaaria, joista noin 9 % sijaitsee kangasmaalla. Inventointihetkellä ojituksesta kulunut aika oli vähintään 10–20 vuotta. Suurin osa ojitetuista alueista luokiteltiin turvekankaiksi (taulukko 8). Ojitettujen alueiden kuivumista ovat edistäneet Kolin hyvät valumaolosuhteet.

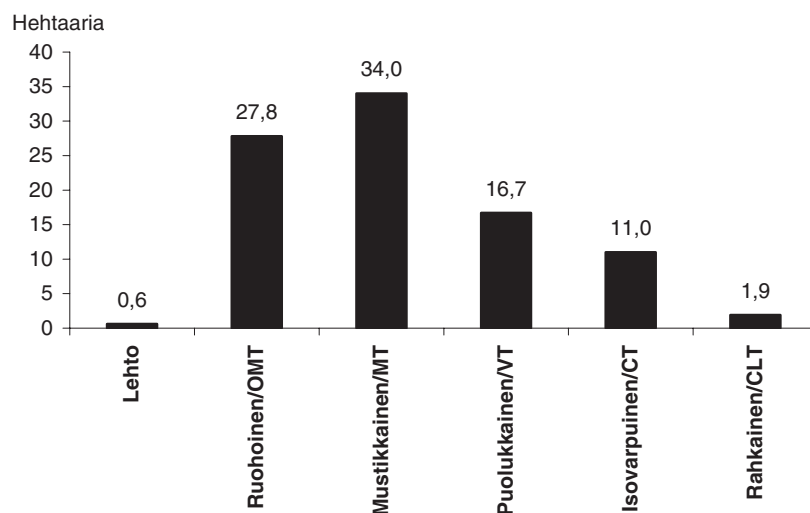
Taulukko 8. Natura 2000 -alueen ojitettujen metsämaan kuvioiden jakautuminen kuivatusasteen perusteella.

Kuivatusaste	Lukumäärä	Pinta-ala, ha
Ojitettu kangas	12	8,6
Turvemaan ojikko	13	9,3
Turvemaan muuttuma	23	26,3
Turvekangas	50	47,8
Yhteensä	98	92,0

Ojitettujen metsikkökuvioiden keskimääräinen pinta-ala on 0,9 ha ja pinta-alan vaihteluväli 0,1–4,1 ha. Kuvioiden pienialaisuus johtuu Kolin alueen maaston pienipiirteisyydestä ja suuresta maaperä- ja topografiaominaisuuksien vaihtelusta. Ojitusalueiden pinta-alasta noin 37 % edustaa tuoreita kangkaita tai niitä vastaavia kasvupaikkoja (ks. kuva 5). Myös lehtomainen kangas ja kuivahko kangas sekä niitä vastaavat suotyypit ovat yleisiä Kolin kansallispuiston ojitetuilla kangasmailla ja soilla. Luonnon monimuotoisuuden kannalta tärkeitä viljavimpia kasvupaikkoja edustavia soita on kansallispuiston alueella ainoastaan noin kaksi hehtaaria.

Inventoinnissa käytetyt kasvupaikkatyyppiperusteiset luokat olivat:

1. Lehto tai lettosuo (luonnontilaiset suot, ojikot ja muuttumasuot) ja lehtoturvekangas
2. Lehtomainen kangas, ruohoinen suo ja vastaava turvekangas
3. Tuore kangas ja suursarainen sekä mustikkainen suo ja vastaava turvekangas
4. Kuivahko kangas ja piensarainen sekä puolukkainen suo ja vastaava turvekangas
5. Kuiva kangas, tupasvillainen sekä isovarpuinen suo ja vastaava turvekangas
6. Karukkokangas, rahkainen suo ja vastaava turvekangas



Kuva 5. Ojitettujen alueiden (suot ja kangasmaat) pinta-alat kasvupaikoittain.

Puuston tila

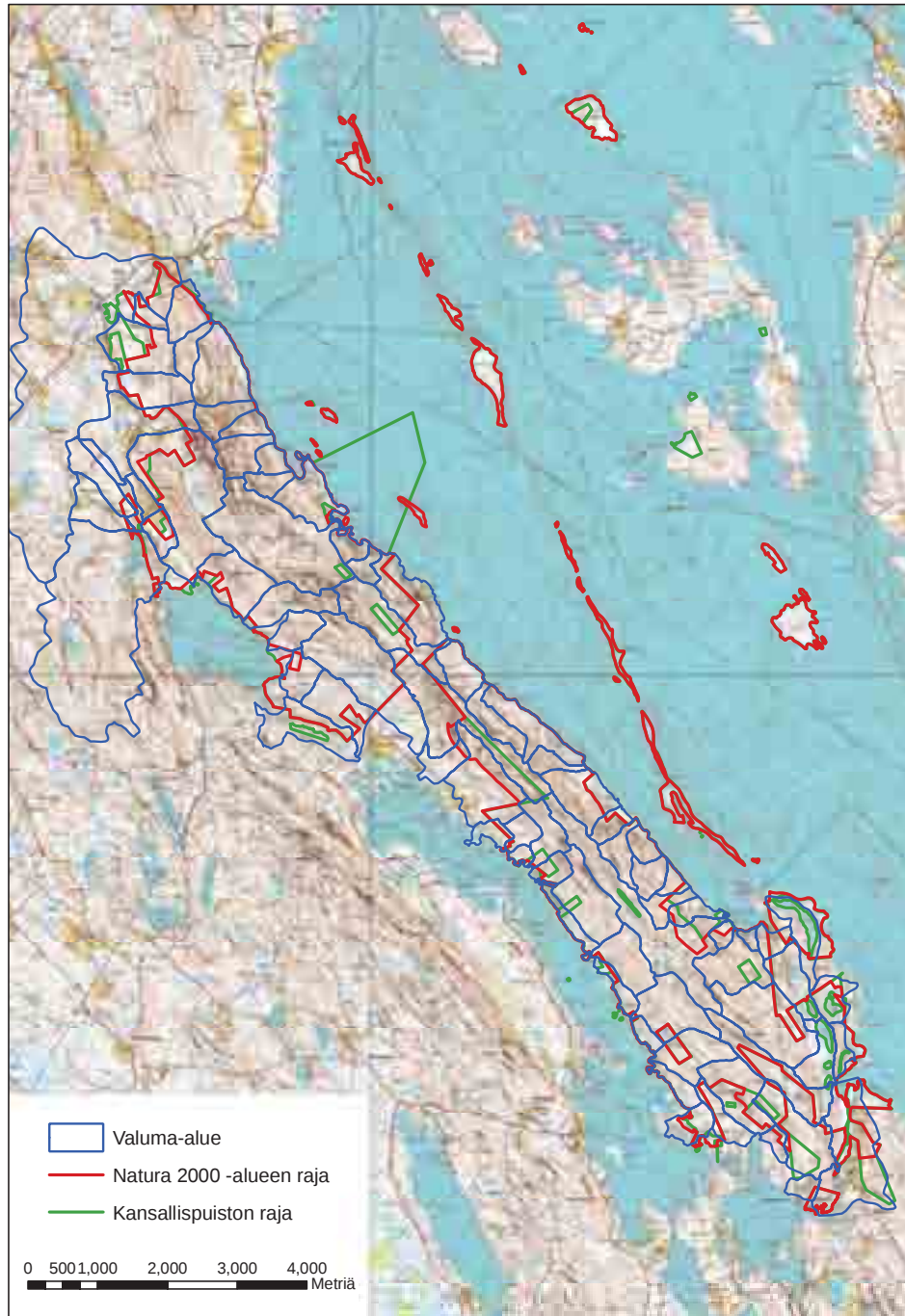
Pohjoiseen puistonosaan rajautuvan vanhan valtionpuiston alueella sijainneiden ojitusalueiden luonnontilaisuusarvioinnissa oli mahdollista käyttää hyväksi vanhoja kuvioittaisen arvioinnin historiatietoja kohteiden puustosta ja maapohjasta. Eteläisen puistonosan kohdalla kohteiden luonnontilaisuuden arvioinnissa sitä vastoin korostuivat maastossa tehdyt suotyypitykset ja havainnot käsittelyistä: alkuperäisen eli kullekin kohteelle luontaisen suotyypin määrittämisen jälkeen oli mahdollista arvioida puulajisuhteissa ja puuston kasvussa ojitustoiminnan ja hakkuukäsittelyjen seurauksena tapahtuneita muutoksia. Suurella osalla alueista arvioitiin, ettei puusto ollut enää ennen ojitusta paikalla todennäköisesti esiintyneen luonnontilaisen suopuuston kaltaista (taulukko 9). Lähes kaikilla ojitusalueilla arvioitiin ojituksen parantaneen puuston kasvua. Osalla ojituskuvioista puuston rakenne oli säilynyt ennen ojitusta vallinneen kaltaisena: rämeillä havaittiin huomattava lehtipuuosuuden lisäys ja erityisen selvästi tämä oli havaittavissa ojien varsilla. Yhdelläkään ojitusalueella ei ole tehty merkittäviä hakkuuta ojituksen jälkeen.

Taulukko 9. Natura 2000 -alueen ojitettujen kuvioiden jakautuminen puuston tilan mukaan

Puuston tila	Lukumäärä	Pinta-ala, ha
Luontaiselle suolle ominaista	23	24,0
Sekä puuston rakenne että tilavuus poikkeavat vähän luontaisesta suosta	40	36,6
Sekä puuston rakenne että tilavuus poikkeavat paljon luontaisesta suosta	35	31,5
Rakennetta on muutettu hakkuilla	0	0,0
Yhteensä	98	92,1

Vesitalouteen vaikuttavat tekijät

Kolin kansallispuistoon määriteltiin 81 erillistä valuma-aluetta (kuva 6), joista vesi purkautuu kansallispuiston ulkopuolelle. Yhteensä 32 Natura 2000 -alueen ojitettua kohdetta sijoittui jonkin määritetyn valuma-alueen sisälle.



Kuva 6. Kolin kansallispuiston valuma-alueet (© Maanmittauslaitos, lupa nro PKAR/034/05).

5 Viljelymetsien ennallistamisen ennakkosuunnittelu

5.1 Taustaa

Kolin kansallispuiston viljelymetsien erillisinventoinnin (Ihme 2002) yhteydessä toteutettiin laskelmia, joiden avulla voidaan vertailla ja tarkastella eri kohteiden ennallistamiskelpoisuutta. Inventointitulosten analysoinnin yhteydessä testattiin myös kahden visualisointiohjelman soveltuvuutta kaskeamisen ja muiden polttokäsittelymenetelmien käytöstä aiheutuvien maisemavaikutusten arviointiin. Lasketut indeksit eivät perustu suoraan tieteellisiin tutkimuksiin. Laskentaperusteista pyrittiin kuitenkin tekemään sellaiset, että ne vastaisivat viime aikaisissa tutkimuksissa käytettyjä. Luokitusten indeksiluvut antavat viitteitä potentiaalisista ennallistamiskohteista.

5.2 Monimuotoisuusindeksi

Viljelymetsien inventoinnin (Ihme 2002) yhteydessä määriteltiin joukko erilaisia metsikön monimuotoisuutta kuvaavia muuttujia. Eri kohteiden luontoarvojen vertailemiseksi määritettiin jokaiselle kuviolle sen monimuotoisuutta kuvaava indeksiluku. Indeksien laskennassa eri monimuotoisuustekijät saivat erilaisen painoarvon. Suurimman painoarvon sai avainbiotoopin (ks. Hokkanen ym. 2003) esiintyminen kuviolla. Myös avainbiotoopin läheisyys kasvatti kuvion monimuotoisuusindeksiä. Avainbiotooppien suojelun kannalta on tärkeää, että voimakkaasti metsikön ominaisuuksiin vaikuttavia toimenpiteitä ei uloteta niiden läheisyyteen. Tämän vuoksi kaikille avainbiotoopeille määriteltiin 50 metriä ja ahoille 100 metriä leveä suojavyöhyke. Suojavyöhykkeiden alueelle sijoitui yhteensä noin 14 % viljelymetsien pinta-alasta (n. 98 ha). Toiseksi tärkeimpänä indeksiin vaikuttavana tekijänä oli puuston kerroksellisuus sekä lahoppuun määrä. Muiden erityisominaisuuksien kuten isojen muurahaiskekojen tai esimerkiksi luolastojen esiintymisen vaikutus indeksiin oli melko vähäinen.

Kun kasketaan tai polttokäsitellään metsää, muodostuu uutta reuna-aluetta ja lähimetsien sisälle ulottuvaa vaihettumisvyöhykettä. Tällaisella vaihettumisvyöhykkeellä on yleisesti ottaen alueen monimuotoisuutta lisäävä vaikutus, mutta erityisesti boreaalisten vanhojen metsien tyyppilajeille voi aukottamisesta seuraavalla reunavaikutuksen lisääntymisellä olla yksilöiden esiintymistiheyttä alentava ja kehitystä vähintäänkin hidastava vaikutus (ks. esimerkiksi Esseen & Renhorn 1998). Kun viljelymetsiä tulevaisuudessa ennallistetaan, vaihettumisvyöhykkeiden määrän seurannalla voitaneen arvioida osaltaan luonnon monimuotoisuuden muutosta kansallispuiston alueella. Ennallistamisinventoinnissa kansallispuiston alueella arvioitiin olevan noin 15 hehtaaria kaskenpolton seurauksena muodostunutta vaihettumisvyöhykkeeseen kuuluvaa viljelymetsää.

Monimuotoisuusindeksi pyrkii kuvaamaan eri tekijöiden yhteisvaikutusta viljelymetsien luonnon monimuotoisuuteen (taulukko 10). Korkea monimuotoisuusindeksin pistearvo tarkoittaa, että ennallistamisessa täytyy noudattaa erityistä varovaisuutta. Pieni lukuarvo puolestaan tarkoittaa, että kohteen ennallistamistarve on todennäköisesti suuri, eivätkä kohteen monimuotoisuusominaisuudet todennäköisesti rajoita ennallistamistoimia. Indeksien laskentaperusteena käytetyt kohteen ominaisuudet eivät ole yksiselitteisesti summautuvia. Sen vuoksi monimuotoisuusindeksiin perustuvaa pisteytystä käytettiin etupäässä rajaamaan arvokkaiksi katsottuja kohteita ennallistamisen ulkopuolelle.

Taulukko 10. Monimuotoisuusindeksin laskentaperusteet.

Ominaisuus	Vaikutus monimuotoisuusindeksiin	Maksimi-arvo
Avainbiotooppi	Pisteluku 15 kerrottuna avainbiotoopin suhteellisella osuudella kuvion pinta-alasta	15
Kuvio rajoittuu avainbiotooppiin	Pisteluku 4 kerrottuna avainbiotooppia ympäröivän 50 m levyisen vyöhykkeen alueelle sijoittuvan kuvion osan pinta-alan suhteellisella osuudella kuvion kokonaispinta-alasta	4
Kuvio rajoittuu ahoon	Pisteluku 3 kerrottuna ahoa ympäröivän 100 m levyisen vyöhykkeen alueelle sijoittuvan kuvion osan pinta-alan suhteellisella osuudella kuvion kokonaispinta-alasta	3
Kuvio rajoittuu kaskeon	Pisteluku 1 kerrottuna kaskea ympäröivän 100 m levyisen vyöhykkeen alueelle sijoittuvan kuvion osan pinta-alan suhteellisella osuudella kuvion kokonaispinta-alasta	1
Lahopuu	Pisteluku 0,2 kerrottuna lahopuun tilavuudella m ³ /ha	4
Puuston rakenne	- Pisteluku 2, jos puuston ikääntyessä rakenne monimuotoistuu - Pisteluku 4, jos puuston rakenne huomattavan kerroksellinen ja/tai sekapuustoinen - Pisteluku 6, jos puustossa arvioitu erityisen arvokkaita rakennepiirteitä	6
Kuviolla runsaasti muurahaiskekoja	Pisteluku 1, jos totta, muuten 0	1
Kuviolla erityisominaisuus	Pisteluku 1, jos totta, muuten 0	1
Yhteensä		35

Keskimääräinen viljelymetsien monimuotoisuusindeksin arvo Kolin kansallispuiston viljelymetsissä oli 2,8. Mediaanipisteluku oli ainoastaan 1,2. Suurin monimuotoisuusindeksin pisteluku oli 23,8. Indeksien kuvioittaisten pistearvojen jakauma painottui pieniin pistearvoihin.

5.3 Maisema-analyysi

Kriteerit

Kolin vaara-, metsä- ja järviolueet muodostavat yhden tunnetuimmista suomalaisista maisemakohteista. Muutokset maisemallisesti herkimmillä alueilla voivat aiheuttaa tyytymättömyyttä alueella liikkuvien keskuudessa. Maisema ei ole kuitenkaan staattinen olotila, vaan metsien luontaisen sukkession seurauksena jatkuvassa muutostilassa oleva prosessi. Toisinaan sukkessio voi johtaa maiseman kannalta epäsuotuisaan tilanteeseen, mistä esimerkkinä voidaan mainita lehtimetsien kuu-
settuminen.

Viljelymetsien inventoinnissa (Ihme 2002) maisematekijät saivat suuren painoarvon. Jotta laajaa aineistoa olisi helpompi tulkita, luokiteltiin viljelymetsät maisemaominaisuusluokkiin. Inventoinnissa huomioituja maisemaan vaikuttavia tekijöitä olivat kuvion näkyvyys suositulle näköalapaikalle, laskettelurinteiden ja lakialueiden läheisyys, kuvion rajautuminen matkailureitille ja matkailureitin

avartuminen puuston ennallistamiskäsittelyn seurauksena. Maisema-analyysissä lähdettiin siitä, että ennallistaminen voi joko parantaa tai heikentää nykymaisemaa. Usein keskipitkän aikavälin maisemavaikutukset ovat kuitenkin positiivisia, koska käytännössä kaikkien ennallistamismenetelmien tavoitteena on lisätä maisemallisesti tärkeän lehtipuuston määrää.

Viljelymetsäkuviot voivat näkyä useisiin lähi- ja kaukomaisemakohteisiin. Siksi kuvioille laskettiin erillinen kokonaisnäkyvyyttä ilmaiseva tunnus sekä lähi- että kaukomaisemalle. Kokonaisnäkyvyyttä ilmaiseva tunnus oli sitä suurempi, mitä useammalle maisemakohteelle kuvio näkyy. Kuvioille arvioidut ”topografinen ominaisuus” ja ”maiseman avartuminen” täydensivät arviota kuvion kokonaisnäkyvyydestä kaukomaisemassa ja kertoivat esimerkiksi kaskeamisen mahdollisen vaikutuksen maiseman siluettiin. Lähimaiseman kokonaisnäkyvyys puolestaan ilmaisi myös kuvion saavutettavuuden; esimerkiksi polkujen ja teiden varsille sijoittuville polttopaikoille matkailijoiden on helppo ohjautua. Korkean kokonaisnäkyvyyden omaavissa kohteissa on tärkeää ottaa operatiivisen suunnittelun vaiheessa huomioon ennallistamisen vaikutukset lähi- ja kaukomaisemaan. Esimerkiksi polttoalueen rajaaminen maiseman muotoja myötäillen luo parhaimmillaan viihtyisän lähimaiseman ja saattaa avata uusia kaukomaiseman näkymiä. On myös huomattava, että lähimaisema ja kaukomaisema muuttuvat varsin nopeasti lehtipuuston vallatessa kaadon jälkeen poltetun alueen. Maiseman nopean muuttumisen vuoksi sen suunnittelua ei kannatakaan rajata pelkästään polttokäsittelystä syntyvään aukeaan, vaan maiseman kehittyminen tulevaisuudessa on myös otettava huomioon. Välittömästi puiden kaadon jälkeen rumalta näyttävä polttoalue saattaa tulevaisuudessa kehittyä maisemaan hyvin sopivaksi näkymäksi.

Maisemaa koskevat laskentatulokset eivät ilmennä kuvion nykyistä maisemallista hyvyttä, vaan pelkästään sen näkyvyyttä. Maisemalliset arvostukset vaihtelevat eri matkailijoilla, joten maiseman arvottaminen on hankalaa. Matkailijat kuitenkin oletettavasti arvostavat maiseman vaihtelevuutta, joten myös metsien rakenteellinen vaihtelu parantaa maisemaa. Myös synkkien metsien ja avariain maisemien vaihtelu pitävät maisemakuvan mielenkiintoisena. Matkailureittien varrella sijaitsevilla varttuneilla koivikoilla, joiden määrä havupuuvaltaisiin metsiin verrattuna oli vähäinen, on selvästi maisemakuvaa piristävä vaikutus.

Kolin kansallispuiston tapauksessa on luontoarvojen ohella tarkasteltava myös maisemallisia tekijöitä. Maisema-analyysissä otettiin huomioon polttokäsittelyn vaikutus matkailureittien näkymien avartumiseen, koska sen perusteella polttokäsittelyä voidaan tarvittaessa suunnata näkymien avartamista tarvitseville kohteille. Maiseman avartuessa huomio kiinnittyy uusiin kaukomaisemiin, eikä niinkään esimerkiksi kaskeamisen jälkeen syntyvään aukeaan. Metsän pystypoltolla ei lyhyellä aikavälillä päästä metsämaiseman avartumiseen, koska palaneita ja palamattomia runkoja jää poltetulle alueelle. Pystypolttoluvut soveltuukin lähinnä lakialueille, joilla polttopaikoitten avohakkuu aiheuttaa häiritsevää epätasapainoa maisemakuvaan. Lakialueiden viljelymetsien pystypolttoluvut tukevat myös niiden luontainen herkkyyden metsäpalloille sekä lakialueiden kaskeamisen suuritoisuus. Kaulauksen ja puiden kaadon käyttöä lakialueilla puoltavat niiden riippumattomuus paloturvallisuustekijöistä ja vähäiset vaikutukset nykyhetken maisemakuvaan.

Kuvioiden näkyvyys Ukko-Kolille, Paha-Kolille ja Mäkrälle rajoittavat polttokäsittelyjen käyttöä ennallistamismenetelmänä, koska näillä luontovyöhykkeen kohteilla maisemakuvallisena tavoitteena on säilyttää ne metsäisinä ja erämaisina. Myös matkailureitin varrelle sijoittuva erityisiä maisemallisia arvoja omaava viljelykuvio voidaan jättää kaskeamisen tai polton ulkopuolelle. Matkailu- ja polkureittien varrella voidaan maisemallisista syistä suorittaa havupuuviljelyn luontaista lehtipuuvainesta suosiva raivaus, jos kuviolla esiintyy lehtipuusekoitusta runsaana ja elinvoimaisena.

Ennallistamisen maisemavaikutuksien havainnollistamiseksi testattiin kahden eri visualisointiohjelman soveltuvuutta kaskeamisen maisemamuutosten visualisointiin. Forsi-ohjelma tuottaa maisemakuvia alueen kartta-, korkeus- ja puustotietojen perusteella. Lisäksi kuvaan voidaan asettaa taustakohtaisesti joko itse tuotettuja tai valmiiksi tietokantaan talletettuja visuaalisia objekteja, kuten kiviä, pensaita tai kelopuita. Objektit luodaan ottamalla kohteesta valokuva. Tämän jälkeen kuvan sävytys säädetään kuvankäsittelyohjelmalla. Samassa yhteydessä leikataan objektin tausta pois sopivalla työkalulla. Tämän jälkeen objekti voidaan lisätä ohjelman objektikirjastoon. Monsu-ohjelman (Pukkala 2004) visualisointi puolestaan perustuu maastorekisterin ja metsikkötietojen perusteella tuotettuun vektorigrafiikkaan. Ohjelma tuottaa keskimääräisen puuston kuvauksen korkeusvaihtelut huomioivalle maastopohjalle. Yksityiskohtaisempi kuvaus Kolin kaski- ja polttokäsittelykohteiden maisemasuunnittelun toteutuksesta ja visualisointiin käytetyistä ohjelmista on Kolin kansallispuiston kaskeamissuunnitelmassa (Lovén & Äänismaa 2006).

5.4 Kivennäismailla käytettävien ennallistamismenetelmien suosituserusteet

Viljelymetsien erillisinventoinnin yhteydessä viljelymetsät luokiteltiin alustavasti sen mukaan, mikä ennallistamismenetelmä niille soveltuisi. Luokittelussa otettiin huomioon ennallistamisen käytännön toteutukseen liittyvät tekijät, monimuotoisuustekijät ja maisemaan sekä virkistyskäyttöön liittyvät muuttujat. Viljelykohteiden ennallistamisessa voidaan suosia maisemaa ylläpitäviä metsänhoitotoimenpiteitä. Erityisesti menetelmät, jotka edistävät metsikön kehitystä sekapuustoiseksi ja monikerroksiseksi kokonaisuudeksi, parantavat matkailureittien lähi- ja kaukomaisemallisia ominaisuuksia. Metsätalouden harjoittamiseen ja käyttöpuun tuotantoon liittyvät tunnuksot eivät vaikuttaneet suositeltujen ennallistamismenetelmien valintaan, mutta ne voidaan ottaa avuksi määrittäessä ennallistamisen optimaalista ajankohtaa.

Inventoinnin yhteydessä laadittiin luokitus viljelykuvioiden sijainnista avainbiotooppeihin ja ahoihin nähden (sijainnista riippuva monimuotoisuuskriteeri). Kaikkiaan 77 kuviolla ja 103 hehtaarilla arvokkaan ympäristön katsottiin estävän polttomenetelmien käytön ennallistamiseen. Metsän polton ja kaskeamisen ulkopuolelle rajattiin alustavasti noin 15 % viljelymetsien pinta-alasta.

Viljelykohteen runsaspuustoisuus lisää mahdollisuuksia ennallistamisen toteutukselle. Tällaisten kohteiden ennallistamisessa voidaan soveltaa sekä polttoa että puiden vaurioittamista tai kaatamista lahoppuun lisäämiseksi ja puuston rakenteen monipuolistamiseksi. Kaikilla edellä mainituilla menetelmillä voidaan lisätä luontaisen uudistumisen edellytyksiä kohteella. Vallitsevan latvuserroksen puita vaurioittamalla ja kaatamalla voidaan edistää luontaisesti syntyneiden alikasvostaimien elossapysymistä.

Erityisesti vasta perustetuissa viljelytaimikoissa puulajisuhteet voivat muuttua nopeasti. Hoitoa vaille jätetyt viljelytaimikot kehittyvät yleensä sekametsiksi. Ennallistamiskohteita valittaessa istuttamalla ja kylvämällä perustetut taimikot voidaan jättää vaille toimenpiteitä, mikäli luontaisesti syntyneet taimet peittävät viljelymetsälle tyypilliset rakennepiirteet.

Tiheässä puustossa esimerkiksi puiden kaulaus lahoppuun synnyttämiseksi on turhaa, koska lahoppuuta syntyy luontaisen itseharvenemisen seurauksena. Tällöin tulee kuitenkin pohtia, onko puiden kaulaaminen perusteltua esimerkiksi kasvamaan jätettävien puiden järeyskehityksen nopeutta-

miseksi. Useiden uhanalaisten lajien kannalta arvokkaita ovat järeät lehtipuut ja eritoten kookkaat haavat ja raidat; Kolilla esiintyviä uhanalaisia haavan seuralaislajeja ovat harmaasulkukotilo (*Bulgarica cana*) ja haapariippusammal (*Neckera pennata*), kun taas vanhojen, kookkaiden raitojen ja muiden lehtipuiden rungoilla monin paikoin tavataan vaateliasta ja uhanalaista raidankeuhkojäkälää (*Lobaria pulmonaria*).

Ikääntyvän ja tasaikäisen puuston erikokoisuus- ja eri-ikäisyyskehitystä voidaan edesauttaa ja nopeuttaa, mikäli metsikössä vallitsevan puusto-ositteen lisäksi esiintyy luontaista taimiainesta. Taimiaineksen elinvoimaisuudesta riippuu, voidaanko viljelymetsää harventamalla parantaa nuorenoksen elossapysymistä ja kasvua. Luontaisen taimiaineksen terveydentilaan vaikuttavat muiden muassa vallitsevan puusto-ositteen ikä, tiheys ja puulaji, kasvupaikan viljavuus sekä taimiaineksen ikä. Viljelymetsien metsänhoidossa on perinteisesti keskitytty viljelytaimien kasvuedellytysten parantamiseen luonnontaimien kustannuksella. Nuoria ja vähemmän intensiivisen hoidon kohteena olleita talousmetsiä ennallistettaessa on erityisen perusteltua suosia luonnon taimiainesta suorittamalla vallitsevaan puustoon kohdistuvia väljennysshakkuita tai pystypuiden kaulauksia. Esimerkiksi kuusen istutustaimikoissa kasvaa usein sekapuuna leppää ja muita lehtipuita, jotka kuitenkin väistyvät ajanoloon viljeltyjen kuusten valloittaessa kasvuresurssit. Lehtipuuston rakenne ja koko ratkaisee, milloin ja missä laajuudessa kuuset nousevat metsikön hallitsevimaksi osaksi. Inventoinnissa löytyi myös kohteita, joissa viljelykuuset olivat lähes täydellisesti tuhoutuneet vallitsevan lehtipuuston voitettua kilpailun kasvutekijöistä.

5.5 Ojitettujen alueiden ennallistamissuunnittelu

Vuonna 2001 toteutetun ojitettujen alueiden erillisinventoinnin (Heikkinen 2002) yhteydessä suunnittelija arvioi kullekin kohteelle soveltuvat ennallistamismenetelmät. Pelkkä suon hydrologian korjaaminen, eli pohjaveden tason nostaminen ojia tukkimalla, johtaisi maastossa tehdyn arvion perusteella suotuisaan ennallistumistulokseen vain viidellä ojitetulla kuviolla. Huomattavalla osalla ojitusalueista (105 kuviota) on runsas ja kookas puusto, jonka tehokas haihdutuskyky aikaan saa sen, että luontainen suokasvillisuus ei pysty palautumaan alueelle. Tästä syystä suurimmalla osalla ojitusalueista tulisi maastoarvion mukaan toteuttaa myös eriasteisia puuston käsittelyjä. Kolmella kuviolla ennallistamisen vaikutukset kuvion ulkopuolisiin alueisiin arvioitiin merkittäviksi, joten kohteille ei esitetty ennallistamistoimia. Neljällä kuviolla ojien tukkimisen arvioitiin lisäävän todennäköisesti Jerojärven ravinnekuormitusta, mutta vaikutusten arvioitiin olevan väliaikaisia.

Ojien kuivatuskyky vähenee automaattisesti suokasvillisuuden lisääntymisestä aiheutuvan umpeenkasvun seurauksena. Kolin kansallispuiston Natura 2000 -alueen ojitetut alueet ovat kuitenkin toistaiseksi varsin tehokkaassa kuivatusvaiheessa. Yhteensä 62 kuviolla ojissa ei havaittu maastoinventoinnin yhteydessä kasvillisuutta tai sitä oli vain vähän. Umpeen kasvamassa olevia oja-lijnastoja oli noin kolmasosalla inventoiduista kuvioista. Umpeen kasvaneita ojia ei yleensä ole tarpeen tukkia. Noin puolella kohteista ojat olivat alkaneet täyttyä joko ojamaiden sortumisen, turpeen painumisen tai ojien umpeenkasvun seurauksena (taulukko 11). Muilla kohteilla ojat olivat vielä hyvässä toimintakunnossa ja ne kuivattivat edelleen tehokkaasti kyseisiä metsäkuvioita.

Taulukko 11. Ojien kunto ojitetuilla kuvioilla.

Luokka	Pinta-ala, ha	Kuvioita, kpl
Hyvässä kunnossa	43,7	39
Osittain täyttyneet	45,2	55
Kokonaan täyttyneet	3,1	4
Yhteensä	92,0	98

Ojitetun alueen vesitalouden luonnontilaistumiseen vaikuttaa paljolti ojituksesta kulunut aika. Lähes kaikki inventoidut ojitusalueet olivat luokiteltavissa joko hitaasti kuivuviin tai vakaan tilan kohteisiin (taulukko 12). Kaksi kuviota määriteltiin luonnontilaan palautuneiksi entisiksi ojitusalueiksi. Näillä kuvioilla veden pinta oli noussut vähintään luonnontilaisen suon pohjaveden tasolle majavan rakentamien patorakennelmien ansiosta. Ennallistamistoimenpiteillä pystytään parhaiten vaikuttamaan äskettäin ojitetuihin alueisiin, joita luonnehtii nopea kuivuminen. Kolin kansallispuiston Natura 2000 -alueella on yksi uudehko ojituskohde.

Taulukko 12. Ojitettujen alueiden vesitalouden kehitysennusteet.

Luokka	Pinta-ala, ha	Kuvioita, kpl
Nopea kuivuminen	1,5	1
Hidas kuivuminen	70,2	67
Vakaa tila	18,8	28
Hidas soistuminen	0,0	0
Nopea soistuminen	0,0	0
Suo on lähes täysin ennallistunut	1,5	2
Yhteensä	92,0	98

Ojien tukkiminen voidaan toteuttaa maa-aineksia siirtämällä tai tekemällä patoja esimerkiksi kohteen puustokäsittelyjen yhteydessä saatavasta puutavarasta. Elävän puuston määrän vähentäminen puustoa kaatamalla tai vaurioittamalla esimerkiksi kaulaamiskäsittelyin nostaa myös pohjaveden tasoa puuston kokonaishaihdutuskyvyn alentuessa. Ojituskohdeiden ennallistamisessa lahopuiksi ajan oloon muuttuvaa kuollutta puuta syntyy myös automaattisesti pohjaveden tason kohoamisesta seuraavan puiden kuoleamisen ansiosta. Luonnontilaisina niukkaravinteisten soiden ennallistamisessa tulee lahopuun määrän lisäystä kuitenkin kontrolloida, sillä lahoavasta puusta vapautuu ravinteita, mikä voi estää kasvupaikan ravinnetason palautumisen ennen ojitusta vallinneeseen tilaan. Luonnontilaisina niukkaravinteisiin suotyypppeihin luettavilla ennallistamiskohteilla tuleekin arvioida sekä ojituksen aikaan saama puuston määrällinen lisäys eli niin sanottu kasvunlisä että mahdollisuudet hakata ja pois kuljettaa kasvunlisä toteutuskohteelta.

Ojien täyttäminen kaivinkoneella on nopeaa ja taloudellisesti sitä edullisempaa, mitä laajemmasta toteutusalueesta on kyse. Kansallispuiston ojitusalueiden ennallistamisessa maastoa vaurioittavien koneiden käyttö on kuitenkin rajattava vain kohteille, joiden suojelevarvot ovat merkittävästi taantuneet. Lähtökohtaisesti ojien tukkiminen tulisi toteuttaa kevyin menetelmin eli miestyönä. Viime kädessä ennallistamisen toteutustapa kuitenkin riippuu käytössä olevista resursseista. Vähäisten resurssien ja suuren ojitusalueiden ennallistamistarpeen ollessa kyseessä saatetaan päätyä konetyönä tehtävään toteutukseen. Esimerkiksi Metsähallitus on käyttänyt kaivinkoneita laajojen suoalueiden ennallistamisessa (Heikkilä & Lindholm 1994, 1997). Mikäli ojitusalueella suoritetaan vesitalouden ennallistamisen lisäksi kuviolle ojituksen jälkeen kasvaneen puuston poistoa, joudutaan kohteella

käyttämään myös puutavaran kuljetukseen soveltuvaa kalustoa. Ennallistamistoimien yhteydessä suon pinta on pyrittävä pitämään mahdollisimman ehjänä varsinkin, jos sillä vielä kasvaa suosamalia. Mikäli puutavaran lähikuljetusta tehdään sulan maan aikaan, tulee koneilla pyrkiä liikkumaan vain ojalinjojen kohdalla (Heikkilä & Lindholm 1995). Kaikissa tapauksissa suositeltavinta on kuitenkin, että puutavaran kuljetukset tehdään korkean lumen aikaan talvella. Konetyötä vaativilla kohteilla voidaan joutua suorittamaan myös ajourien raivauksia.

Ojitusalueiden inventoinnin yhteydessä arvioitiin kaivinkoneen kuljetusmahdollisuudet eri kohteille. Arvioinnissa otettiin huomioon kuvioiden sijainti teihin nähden sekä kuljetusurien raivaamisesta aiheutuvat negatiiviset maisemavaikutukset. Noin puolet ojitusalueista arvioitiin soveltuviksi kaivinkoneella toteuttavaan ennallistamiseen (taulukko 13).

Taulukko 13. Kaivinkoneen kuljetusmahdollisuudet ojitusalueelle.

Luokka	Pinta-ala, ha	Kuvioita, kpl
Erittäin heikko	25,8	27
Heikko	25,5	27
Hyvä	40,6	44
Yhteensä	92,0	98

Ennallistettavien ojitusalueiden käsittely aiheuttaa kustannuksia, jotka koostuvat ennallistamistoimien toteutuksen suunnittelusta ja työnjohdosta sekä miestyönä tai konetyönä tehtävästä toteutuksesta. Toteutuksesta aiheutuu lisäksi välinekustannuksia. Ojien tukkimisessa hyödynnettävien ojamaiden esiintymisellä on suuri vaikutus ennallistamiskustannuksiin; jos ojamaita on tarpeeksi ojan lähistöllä, vältetään kustannuksia lisääviltä täyttömaiden siirroilta. Vaikeimpia ennallistettavia kohteita ovat ojitusalueet, joiden ojamaat ovat täysin tai merkittävästi osin painuneet. Tällöin ennallistaminen joudutaan yleensä toteuttamaan rakentamalla puisia ojapatoja, joiden raaka-aine saadaan toteutuskohteelta. Ojamaiden määrä Kolin kansallispuiston ojitusalueilla arvioitiin maastossa osana ojitettujen alueiden erillisinventointia. Arvioinnissa kiinnitettiin erityistä huomiota ojiin, jotka soveltuvat täytettäväksi tai padottaviksi ennallistamisen yhteydessä. Ojituksista oli yleensä kulunut jo kauan, ja ainoastaan yhdellä ojitetulla kuviolla esiintyi vielä runsaasti ojamaita (taulukko 14). Tavallisesti ojamaita oli niukasti, ojien reunoilla ei enää ollut näkyvää penkkaa ja ojamaat olivat hajallaan yksittäisinä matalina kasoina.

Taulukko 14. Kuvioiden jakautuminen ojien tukkimismahdollisuuksien mukaan.

Luokka	Pinta-ala, ha	Kuvioita, kpl
Ojamaat riittävät ojien täyttöön	0,7	1
Ojamaiden täytön lisäksi on rakennettava patoja	63,3	64
Ojamaiden vähyyden vuoksi voidaan käyttää vain patoja	28,1	33
Yhteensä	92,0	98

Ojan syvyys ja leveys vaikuttavat kohteelle mahdollisesti rakennettavien patojen kokoon ja siten myös ennallistamiskustannuksiin. Inventointikuvioilla ojasyvyyden keskiarvo oli 55 cm ja keskihajonta 20 cm. Ojien keskimääräinen leveys oli 75 cm ja leveyden keskihajonta 26 cm. Ojan vesimäärä puolestaan vaikuttaa ennallistettavan ojalinjaston täyttötarpeeseen ja menetelmän valintaan. Inventointisyys oli sademäärältään keskimääräinen, joten havaitut vedenpinnan korkeudet ojissa olivat tavanomaisia. Vedenpinnan korkeuksien keskiarvo oli 42 cm ja keskihajonta 17 cm. Hyvässä kuivatuskunnossa olleissa ojissa vedenpinnan taso oli noin 4 cm alempana kuin osittain täyttyneissä

ojissa. Ero ei ollut kuitenkaan tilastollisesti merkitsevä. Ojitetut kuviot jakaantuivat tasaisesti ojien virtaamien mukaisiin luokkiin (taulukko 15). Mikäli kuvion kautta kulki luonnonpuro tai perattu puro tai jos kuvion kautta kulkevien isompien ojien vesimäärä oli runsas, kuvio sijoitettiin luokkaan 1. Luokka 2 valittiin, jos kuvion ojalinjastolla oli vielä selvästi kuivattava vaikutus. Luokan 3 koh-teilla ojien kuivattava vaikutus oli merkityksetön.

Taulukko 15. Ojitettujen kuvioiden jakautuminen vesitalouden mukaan.

Luokka	Pinta-ala, ha	Kuviot, kpl
1. Kuvion kautta virtaa runsaasti vettä	33,2	29
2. Kuvion kautta virtaava vesimäärä ei huomattava	34,4	35
3. Kuvion kautta virtaava vesimäärä pieni	24,4	34
Yhteensä	92,0	98

Puiston ojitetuilla alueilla lahoppuun määrä oli yleisesti melko pieni (taulukko 16). Luontaisesti vä-häpuustoisilla ojitusalueilla ei ollut juuri lainkaan lahoppuuta. Kymmenellä kuviolla, joiden yhteis-pinta-ala on noin viisi hehtaaria, arvioitiin lahoppuun määräksi yli 10 m³/ha.

Taulukko 16. Lahoppuun määrä ojitetuilla kuviolla.

Luokka	Pinta-ala, ha	Kuvioita, kpl
Ei yhtään	5,8	6
Vähän (< 10 m ³ /ha)	81,3	82
Paljon (≥10 m ³ /ha)	4,9	10
Yhteensä	92,0	98

Maastotarkastusten yhteydessä havaittiin huomattava määrä erilaisia ojitusalueiden monimuo-toisuuteen positiivisesti vaikuttavia tekijöitä (taulukko 17). Eniten ojituskuvioilta löytyi pienialai-sia rimpia ja allikoita, minkä lisäksi huomattava osa ojitusalueista oli entisiä suopeltoja ja -niittyjä. Avainbiotoopiksi luettavia kasviyhteisöjä oli kolmella ojitusalueella. Myöhäisen inventointiajan-kohdan vuoksi suoluonnon monimuotoisuuden kannalta arvokkaiden kasvien havainnointi ei kui-tenkaan ollut aina mahdollista. Tästä syystä ennallistettavien ojitusalueiden kasvillisuuteen pitää kiinnittää erityistä huomiota ennen ennallistamistoimien käynnistämistä maastossa tehtävän toteu-tuksen ennakkosuunnittelun yhteydessä (ks. luku 7.3).

Taulukko 17. Ojitusalueiden monimuotoisuuteen liittyviä ominaisuuksia.

Erityisominaisuus	Esiintyy kuviolla, kpl
Entinen pelto/niitty	15
Rimpi, allikko	16
Lampi, lammen reuna	9
Perattu puro	5
Luonnon puro	6
Järven ranta	2
Avainbiotooppi	3
Erikoisia kasveja	3
Majavan vaikutus	3
Lähde	0
Tihkupinta	0

Kuvion ennallistamistoimenpiteiden näkyvyys tärkeälle matkailureitille tai näköalapaikalle arvioitiin maastossa kolmiportaisella asteikolla. Noin kolme neljästä ojitusalueesta sijaitsee matkailumaiseman kannalta näkymättömissä, joten kyseisen kohteen ennallistamisesta ei aiheudu merkittäviä maisemahäiriöitä (taulukko 18). Yhteensä 26 kuviota sijaitsee matkailureittien välittömässä läheisyydessä, joten niiden käsittelyjen suunnittelussa tulee kiinnittää huomiota toimenpiteiden maisemavaikutuksiin.

Taulukko 18. Ojituskuvioiden näkyvyys matkailumaisemassa.

Luokka	Pinta-ala, ha	Kuviot, kpl
Ei näy	67,7	72
Näky osittain	13,1	10
Näky valtaosin	11,2	16
Yhteensä	92,0	98

Osa ojitetuista alueista sijaitsee lähellä kansallispuiston rajoja, jolloin ojitusalueiden ennallistamistoimilla voi olla kansallispuiston ulkopuolisiin alueisiin ulottuvia vaikutuksia. Ojien patoamisesta ja täyttämistä mahdollisesti aiheutuvien ravinnevalumiin, kiintoainesten huuhtoutumisen ja hallitsemattoman ylivaluntariskin lisäksi ennallistamisalueilla tehtävät lahoppuun lisäysoimet voivat aiheuttaa kaarnakuoriaistuja. Ennallistamistoimenpiteitä toteutettaessa tulisi ottaa huomioon myös työturvallisuustekijät. Erityisesti virkistysalueiden läheisyydessä sijaitsevia soita ennallistettaessa tulisi välttää jyrkkäreunaisten vesialtain tekemistä. Jos sellaisia joudutaan kuitenkin tuottamaan, pitäisi vaaralliset kohdat merkitä maastoon näkyvästi.

Kokonaisarvio ennallistamismahdollisuuksista (taulukko 19) tehtiin maastossa lähinnä kuvion hydrologian ja ojien kuivatuskunnan perusteella sekä ottamalla huomioon kaivinkoneen kuljetusmahdollisuus. Jos kuviolla olevien ojien kuivattava vaikutus oli heikohko tai niissä oleva vesimäärä pieni, ei ojien täyttämällä tai patoamisella katsottu saavutettavan tarvittavaa nousua vedenpinnan tasossa. Vastaavasti, jos kuvio oli jo kehittynyt kangasmaiseksi (turvekangasta tai kangasmaata), arvioitiin edellytykset ennallistamisen onnistumiselle huonoiksi. Toisinaan ennen ojitusta vallinneen luontaisen suon ravinnetason ja vesitalouden täsmällinen määrittäminen oli hankalaa, mikä vaikeutti ennallistamissuosituksen antamista.

Taulukko 19. Kokonaisarvio Natura 2000 -alueen ojituskohdeiden soveltuvuudesta ennallistettaviksi.

Luokka	Pinta-ala, ha	Kuviot, kpl
Ei kelvollinen	2,2	5
Heikko	2,4	5
Kohtalainen	65,1	68
Hyvä	19,3	17
Erinomainen	3,0	3
Yhteensä	92,0	98

Onnistuneen metsäojituksen jälkeen suo kehittyy muuttumavaiheen kautta ojikosta turvekankaaksi. Etenkin alkuperäiseen suoekosysteemiin kuuluvan lajiston jo lähes täysin menettäneiden turvekankaiden ennallistaminen on todettu ongelmalliseksi. Heikkilän & Lindholmin (1995) mukaan myös viljavien suotyyppien ojitusalueet ovat vaikeahkoja ennallistettavia verrattuna karumpien suotyyppien kohteisiin. Usein onkin mahdotonta ennustaa etukäteen, kuinka hyvin tietyn ojitusalueen

ennallistaminen tulee onnistumaan. Ennallistamisen onnistumisen todennäköisyyttä arvioitiin maastossa neliportaista luokitusta käyttäen (taulukko 20). Lähes kaikilla kuvioilla ennallistamistoimien tuloksellisuus arvioitiin epävarmaksi. Yksi kuvio, jolla majavapadot varmistavat vedenpinnan pysymisen korkealla, luonnontilaistuu ilman ennallistamistoimenpiteitä. Toimenpiteiden vaikuttavuus riippuu muiden muassa ojituksen aikaan saamista maan vesitalouden, pintakasvillisuuden ja puuston rakenteen muutoksista. Osalla kohteista ennallistamistoimilla voidaan saada aikaan luonnontilaistumisen käynnistäviä muutoksia, mutta osalla kohteista ojituksen aikaan saamat muutokset ovat niin merkittäviä, että luonnontilaistumista ei ehkä ole mahdollista saavuttaa edes aktiivisin ennallistamistoimin. Lähes kaikki ojituskuviot olivat inventointitietojen perusteella pinnanmuodoiltaan tasaisia tai lähes tasaisia. Ainoastaan kolmella kohteella arvioitiin, että kaltevuus voi haitata vesitalouden ennallistamisen onnistumista.

Taulukko 20. Arvio ennallistamisen tuloksellisuudesta.

Luokka	Pinta-ala, ha	Kuviot, kpl
Varma	0,7	1
Melko varma	29,4	26
Melko epävarma	59,5	66
Ennallistamistoimenpiteet hyödyttömiä	2,5	5
Yhteensä	92,0	98

6 Ennallistamisvaikutusten seuranta

6.1 Seurantojen perusteet

Metsien ennallistamistutkimus käynnistyi Suomessa 1990-luvun alkupuolella. Tällöin Metsähallituksen hallinnoimilla suojelualueille perustettiin kokeita eri ennallistamismenetelmien vaikutusten määrittämiseksi. Myös Metsätutkimuslaitos aloitti 1990-luvulla ennallistamistutkimukset osana luonnontilaisten metsien tutkimushanketta. Vuonna 1995 käynnistyi Metsähallituksen ja Suomen ympäristökeskuksen yhteistyönä ennallistamisen tutkimus- ja kokeiluhanke (Tukia 2000), jossa on kehitetty menetelmiä ennallistamisen ekologisten vaikutusten havainnoimiseksi.

Ennallistaminen antaa erinomaiset mahdollisuudet esimerkiksi kasvillisuuden sukkession ja nykyisen ekologisen tiedon paikkansapitävyyden tutkimiseen (Cairns 1990, Seppä ym. 1993). Ekologisen perustutkimuksen lisäksi tarvitaan tietoa suojeluohjelmien laatimista ja suojelutoimien tehokasta kohdentamista varten eli tueksi päätöksenteolle; jo tehdyt suojelupoliittiset linjaukset antavat aiheen olettaa, että tulevaisuudessa ennallistamistoimien piiriin tullaan ottamaan laajoja, aiemmin talouskäytössä olleita metsien ja soiden suojelualueita. Tällöin joudutaan entistä tarkemmin miettimään kohteiden valintaan, toteutusjärjestykseen ja valittujen menetelmien ekologiseen ja taloudelliseen tehokkuuteen liittyviä kysymyksiä.

Nykyiset metsätalouden käytössä olevat laskentajärjestelmät eivät suoraan sovellu metsäluonnon ennallistamis- ja luonnonhoitokohteiden toteutuksen suunnitteluun, sillä niissä käytettyjen kasvun ja tuotoksen ennustemallien laadinnassa on pääsääntöisesti käytetty hoidetuista talousmetsistä kerättyjä aineistoja. Toisaalta talousmetsien hoidon optimoinnissa ja perinteisissä metsätalouden kannattavuuslaskelmissa käytetyt kustannus- ja hyötytekijät eivät kaikilta osiltaan ole relevantteja suojelualueilla sovellettaviksi. Metsäluonnon hoidon suunnittelun ja toteutuksen tueksi tarvitaan siten uuden tyyppisiä välineitä.

Puustoisten metsäalueiden ja soiden suojelutason parantamiseen tähtäävien ennallistamismenetelmien kehittäminen samoin kuin jo nyt sovellettavien menetelmien ekologisten vaikutusten määrittäminen kaipaavat myös lisätutkimusta (ks. esimerkiksi Ennallistamistyöryhmä 2003). Resursseja tulisi erityisesti kohdentaa viljavia kasvupaikkoja edustavien kivennäismaiden metsien ja puustoisten soiden tutkimiseen. Tässä suhteessa Kolin kansallispuisto soveltuu hyvin ennallistamiseen liittyvän tutkimuksen tarpeisiin, sillä aluetta luonnehtivat poikkeuksellisen runsaslukuisina esiintyvät lehdot ja lehtomaiset kankaat sekä rehevät korvet.

Ennallistamisen alue-, metsikkö- ja puutason seurantamenetelmät eivät ole vakiintuneet, mistä seuraa se, että yleispätevää, eri tarkastelutasot kattavaa seurantaohjetta ei ole olemassa. Lähtökohtana voidaan kuitenkin pitää sitä, että seurannan tulee pystyä vastaamaan kysymykseen: ”Saavutettiinkö tällä kohteella ennallistamiselle asetetut tavoitteet?”

Ennallistamisen metsikkötason tavoitteet voidaan asettaa taulukossa 21 esitetyllä tavalla (Tukia ym. 2001). Kolin kansallispuiston tapauksessa yleisimpiä ja kiireellisimmin ennallistamista vaativa kohteita ovat viljeltyt taimikot tai nuoret kasvatusmetsät, joiden puusto on rakenteeltaan (tilajärjestys, kokojakauma, puulajijakauma) yksipuolinen. Siten puuston rakenteen monipuolistumista edesauttavat ennallistamistoimenpiteet, kuten pienaukottaminen ja puiden kaulaus, ovat suositeltavia täl-

laisilla kohteilla. Ennallistamistoimenpiteiden vaikutusta arvioitaessa tulee seurata erityisesti sellaisten puustoa kuvaavien tunnusten kehitystä, joiden avulla voidaan arvioida puuston rakenteen poikkeavuutta luonnontilaisen metsän rakenteesta.

Taulukko 21. Ennallistamisen lyhyen ja pitkän aikavälin tavoitteet erityyppisissä metsissä (Tukia ym. 2001).

Metsikkö ja puuston ikä	Tavoite	
	Lyhyt aikaväli	Pitkä aikaväli
Luonnontilaiset taimikot (0–30 v.)	–	Luontainen kehitys
Hoidetut taimikot (0–30 v.)	Lahopuuta	Luontainen kehitys, lehtipuut
Nuoret talousmetsät (30–80 v.)	Lahopuuta	Puuston monirakenteisuus, lehtipuut
Vartuneet talousmetsät (80–120 v.)	Lahopuuta	Puuston monirakenteisuus, lehtipuut, luontainen kehitys
Yli-ikäiset talousmetsät (> 120 v.)	–	Luontainen kehitys
Luonnontilaiset metsät	Luontainen kehitys	

Suojelualueena Kolin kansallispuisto soveltuu erinomaisesti pitkäkestoisten ekologisten seurantatutkimusten, kuten ennallistamistutkimuksen, koetoiminta-alueeksi. Toisaalta Kolin kansallispuistossa toteutetut inventoinnit antavat hyvät lähtökohdat ennallistamistutkimuksessa tarvittavan historiatiedon kartoitukselle. Olemassa olevien luonnonvaratietojen päivittämiseksi ja ennallistamistoimien ekologisten vaikutusten seurannan järjestämiseksi Kolin kansallispuiston Natura 2000 -alueelle perustettiin vuosina 2003–2006 pysyvien koealojen verkosto. Seurannat käynnistettiin osana *LIFE to Koli* -hanketta. Osa seurantakoealoista sijoitettiin ennallistettaville alueille ja osa ennallistamisalueen kaltaisille käsittelemättömille kohteille kontrollikoealoiksi.

Osana ennallistamistoimien suunnittelua tehdään arvio resurssien tarpeesta. Resurssiarvioiden tekoa varten tarvitaan ekologisen seurantatiedon lisäksi toimenpiteiden toteutukseen liittyvää tietoa, jota kootaan dokumentoimalla eri ennallistamismenetelmien toteutuskohteittain ja työvaiheittain määritetyt ajanmenekit ja kustannukset. Toteutuksen dokumentointi aloitettiin osana *LIFE to Koli* -ennallistamishanketta. Kerättyjen aineistojen analysointi eli varsinainen ennallistamistutkimus sitä vastoin käynnistettiin Metlan Joensuun toimintayksikön koordinoimassa esitutkimushankkeessa (Eerikäinen ym. 2007). Kolilta koottuihin aineistoihin perustuva ennallistamistutkimus täydentää Metlassa tehtävää luonnonmetsien tutkimusta. Luonnonmetsistä kerättyjä tietoja tarvitaan erityisesti määrittäessä ennallistettavan kohteen tavoitetilä eli elinympäristö, jonka puusto ja kasvupaikka ovat ominaisuuksiltaan ja rakenteeltaan luontaisen eliöyhteisön säilymisen ja elinvoimaisuuden kannalta suotuisat.

Käynnistetyissä seurannoissa ja niihin liittyvässä tutkimuksessa selvitetään ennallistamiseen käytettyjen menetelmien käyttökelpoisuutta, vaikuttavuutta ja tuloksellisuutta kasvupaikaltaan, kehitysvaiheeltaan ja kasvi- ja eläinlajistoltaan toisistaan poikkeavilla talousmetsien ja ojitettujen soiden ennallistamiskohteilla. Oman osionsa muodostaa tutkimus, joka pyrkii määrittämään ennallistamisen taloudellisia vaikutuksia sekä toiminnan kannattavuutta taloudelliselta kannalta katsottuna. Lisäksi eri menetelmien käyttöön liittyvien bioottisten ja abioottisten riskitekijöiden (esimerkiksi kaarna-kuoriaisten joukkolisääntymisen uhka lahoppuun lisäyskohteilla, ravinnehuuhtoumat soiden ennallistamiskohteilla ja kivennäismaiden polttokäsittelykohteilla, juurikäävän aiheuttaman männynmyrkytystervastaudin (*Heterobasidion annosum*) ja kuusentyvilahon (*H. parviporum*) leviäminen lahoppuun lisäyskohteilla) kartoitus ja niiden merkityksen selvittäminen sisältyvät tutkimukseen.

Ennallistamistoiminnan suunnittelun yhteydessä voitaisiin tutkia uusien monitavoitteisen metsäsuunnittelun menetelmien soveltuvuutta luonnonsuojelualueiden hoidon suunnitteluun. Kolilla tehtävään tutkimukseen voidaan sisällyttää myös ennallistamisen sosiologisten ja kulttuurillisten vaikutusten ja seurausten määrittämiseen tähtäävät tutkimusosiot. Sosiaalisen kestävyysnäkökulmasta tulisi tutkia ennallistamisen sosiaalisia ja taloudellisia vaikutuksia paikallisväestöön ja matkailijoihin. Puhakan (2005) mukaan matkailijoiden asenteet alueiden virkistys- ja matkailukäyttöä kohtaan eivät ole merkityksettä kansallispuistojen hoidon ja käytön kannalta tarkasteltuna. Kestävän matkailun kehittämistyössä on viime aikoina puolestaan korostettu paikallisyhteisön suhtautumista matkailuun (Törn ym. 2005).

6.2 Kolilla toteutettava ennallistamisvaikutusten perusseuranta

Ennallistamiskohteilla puuston seuranta aloitetaan ennen metsikkökuvion käsittelyä. Resurssien säästämiseksi seuranta voidaan joissakin tapauksissa aloittaa myös käsittelyn jälkeen, jolloin sekä käsitelty (pystyyn poltetu, kaadettu, kaulattu) että käsittelemätön puusto voidaan mitata samalla kertaa. Mittauksia suunniteltaessa on tärkeää ottaa huomioon, että esimerkiksi pienaukottamalla käsitellyillä kohteilla puuston mittaaminen puiden kaadon jälkeen on vaikeaa, jos puut on kaadettu ristiin ja niitä on paljon.

Ennallistamisen vaikutuksia voidaan seurata puu-, koeala- ja metsikkötasolla. Puutasolla toteutettuna seuranta on työlästä ja siten kalliimpaa kuin koeala- ja metsikkötason seuranta. Kolilla puutason seuranta tehdään ainoastaan kestokoealoilla, kun esimerkiksi määritetään eri tavoin kaulattujen puiden kuolemiseen kuluvaa aikaa ja lahoamisen etenemistä, seurataan elävien puiden terveydentilassa tapahtuvia muutoksia tai mitataan ennen pienaukottamista alikasvokseen kuuluneiden puiden kasvureaktioita. Tämän lisäksi seuranta on mielekästä ulottaa puutasolle määritettäessä tuhonaiheuttajia. Kestokoejärjestelyjen koealoilla puuston seuranta kytketään kasvillisuuden seurantaan siten, että puustotunnukset mitataan samoista kohdista kuin kasvillisuuskin. Tämä mahdollistaa puuston käsittelyn ja kasvillisuudessa havaittavan muutoksen välisen riippuvuuden analysoinnin. Samalla voidaan selvittää pintakasvillisuuden vaikutusta metsikön uudistumiskykyyn. Tarkennetun seurannan mittaukset ja niihin liittyvä tutkimus esitellään yksityiskohtaisesti Kolin kansallispuistossa tehdyn ennallistamistutkimuksen raportissa (Eerikäinen ym. 2007).

Suurimmalla osalla Kolin kansallispuiston metsä- ja suoluonnon ennallistamiskohteita puustovaiikutusten seuranta toteutetaan Metlassa kehitetyllä metsien kuvioittaisen arvioinnin LUOTI -inventointimenetelmällä (LUOTI -maastotyöohje 2003). LUOTI -maastotyöohjeesta poiketen relaskoopikoealat sijoitetaan seurattavalle ennallistamiskohteelle (metsikkökuvio) systemaattisesti, minkä lisäksi ne perustetaan pysyvinä; kunkin relaskooppialan mittaus- eli keskipiste merkitään maastoon puupaalulla, johon merkitään sekä koealan että kuvion numero. Tämä on tarpeellista siitä syystä, että ennallistamisen vaikutukset (tunnuksessa tapahtuva muutoksen määrä ja nopeus) saadaan selvitettyä luotettavimmin pysyviltä koealoilta. LUOTI -inventoinnilla seurattavilla kohteilla ei suoriteta taimettumismittauksia eikä kasvillisuuskartoituksia. Kuvioittaisen inventoinnin tuottama puustotieto puolestaan on valtaosaltaan arvioperusteista eli kaikkia puustotunnuksia ei edes pyritä mittaamaan. Osana LUOTI -inventointia tehdään kuitenkin esimerkiksi puuston terveydentilan seuranta.

Koealat sijoitetaan pohjois-eteläsuuntaisille linjoille. Linjojen määrä vaihtelee 1–3 linjaan kuviolla ja linjojen lukumäärän on riippuvainen kuvion koosta. Linja- ja koealaväli valitaan siten, että metsikkökuviolle saadaan sijoitetuksi 3–9 koealaa. Mittauskohdan eli koealan keskipisteen tulee sijaita vä-

hintään 20 metriä metsikkökuvion reunasta, linjavälin ollessa vähintään 40 metriä. Linjojen ja koealojen esisijoittaminen kuvioille eli koordinaattien määrittäminen tehdään toimistotyönä ennen mittausten aloittamista ArcGIS-ohjelmistolla.

Maastossa tehtävä koealojen paikannus ja kuviorajojen tarkastus tehdään GPS-paikantimella. Arvioitujen ja mitattujen tunnuksien tallennetaan tietuekentiltään paperilomakkeita vastaaville sähköisille lomakepohjille esimerkiksi Husky-maastotallentimella. Myös paperilomakkeiden käyttö on mahdollista, mutta tällöin mittatiedot tulee tallettaa sähköiseen muotoon mahdollisimman pian kuvion mittausten päätyttyä. Tietojen käsittely tehdään sähköisille lomakepohjille esimerkiksi EXCEL-ohjelmalla. LUOTI -inventoinnissa käytettävät lomakkeet ovat: kuvio- ja koealalomake (ks. LUOTI -maastotyöohje 2003) sekä kuolleen puun mittauslomake, joka vastaa kiinteäasteisten koealojen kuolleen puun mittaukseen käytettävää lomaketta (Siitonen 2001b, Eerikäinen ym. 2007).

7 Ennallistamisohjelma

7.1 Ohjelman toteutus ja aikataulu

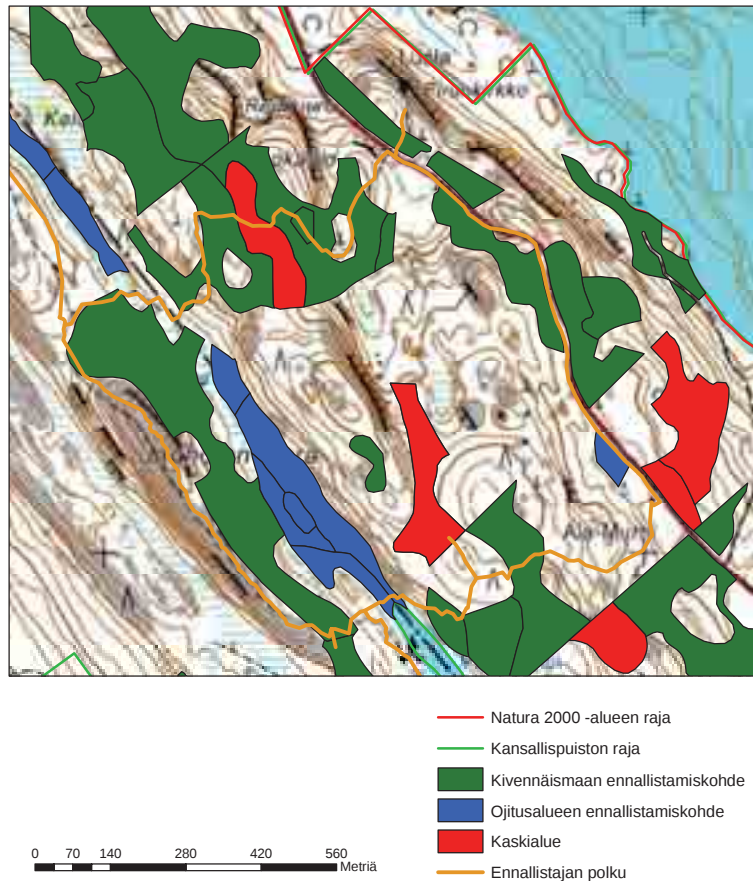
Ennallistettavat kohteet on valittu kansallispuiston luonnonvarainventoinneissa koottujen tietojen sekä erillisissä viljelymetsien ja ojitusalueiden ennallistamisinventoinneissa kerättyjen tietojen perusteella. Suoritettujen arviointien perusteella Natura 2000 -suojelualueen ennallistamista vaativien kivennäismaiden metsäalueiden yhteispinta-alaksi saatiin noin 640 hehtaaria ja ennallistamista vaativien ojitusalueiden yhteispinta-alaksi noin 90 hehtaaria, mikä on yhteensä vain noin 29 prosenttia koko Natura 2000 -alueen kokonaisalasta. Siten merkittävä osa alueesta jätetään toimenpiteiden ulkopuolelle. Toimenpiteitä vaille jäävät:

- luonnontilaiset tai lähellä luonnontilaa olevat vanhan metsän alueet sekä lehtokohteet,
- uhanalaisten tai taantuneiden eliölajien elinympäristöt lähialueineen,
- kohtuullisessa ajassa itsestään luonnontilaistuvat talousmetsät,
- aktiivisessa tutkimuskäytössä olevat metsiköt,
- majavien padoillaan tulvittamat alueet,
- ojien umpeen kasvamisen seurauksena itsestään luonnontilaistuvat ojitusalueet,
- vesistöjen läheisyydessä sijaitsevat ojitusalueet ja
- kontrollikohteet, joilta saatavan vertailuaineiston avulla pyritään määrittämään eri toimenpiteiden vaikutuksia eli tavoitteena on kyetä vastaamaan kysymykseen: ”Mikä olisi ollut tulos, jos toimenpiteet olisi jätetty toteuttamatta?”

Boreaaliset luonnonmetsät -luontotyyppiin (LT 9010) ennallistettavien kivennäismaiden metsien valinnassa ja toimenpiteiden kohdentamisessa otettiin huomioon erityisesti vanhojen luonnontilaisten tai lähellä luonnontilaa olevien metsien sijainti. Kolin luonnonmetsäkuviot ovat melko pienialaisia, pirstoutuneita ja entisten talouskäytössä olleiden metsäalueiden ympäröimiä saarekkeitä. Ennallistamisen yksi keskeinen tavoite onkin yhtenäistää pirstoutuneet vanhanmetsän alueet laajemmiksi kokonaisuuksiksi ja siten parantaa näistä harvinaistuneista elinympäristöistä riippuvaisten eliölajien elinolosuhteita. Vanhojen ja luonnontilaisten metsien lisäksi suunnitelmaa laadittaessa otettiin huomioon viljavien kasvupaikkojen metsätyyppeihin kuten lehtoihin luokiteltavien metsien ja alustavassa kaskisuunnitelmassa kaskettaviksi valittujen kohteiden sijainti. Peruseriaatteena oli kohdistaa korkean intensiteetin omaavat, laaja-alaiset polttokäsittelyt kaskikohteiden läheisyyteen ja polttokäsittelyin tehtävät metsien pienaukottamiset vanhojen metsien läheisyyteen.

Lahopuun lisäystoimet kuten yksittäisten puiden kaulaaminen ja metsien pienaukottamiset pyrittiin sijoittamaan vanhojen metsien ja lehtokeskittymien yhteyteen. Kivennäismaiden ennakosuunnittelussa ei eritelty kaulaamista ja pienaukottamista käsittelykohteittain. Tarkemmassa kuviotason suunnittelussa nämä voimakkuudeltaan toisistaan poikkeavat ennallistamistavat eritellään omiksi

toimenpiteikseen. Luonnonmetsän ominaisuuksien (puuston erikokoisuus, eri-ikäisyys, sekapuu-
toisuus, jne.) lisäystavoitteiden lisäksi edellä mainitulla sijoitteluperiaatteella pyrittiin sekä yhdis-
tämään jo olemassa olevia että synnyttämään uusia palo- ja lahoppuujatkumoit. Toimenpiteiden
kohdentamisessa otettiin huomioon myös käsiteltävän metsäalueen sijainti luontopolkuihin ja näky-
vyys maisemakohteisiin nähden. Esimerkiksi eteläisellä puistonosalla vuosina 2005–2006 toteutet-
tujen toimenpiteiden kohdistamiseen vaikutti merkittävästi *LIFE to Koli* -hankkeen osana peruste-
tun teemapolun ”Ennallistajan polku” sijoittuminen (ks. kuva 7).



Kuva 7. LIFE to Koli -hankkeessa toteutetun Ennallistajan polun sijainti Kolin kansallispuiston eteläisessä osas-
sa (© Maanmittauslaitos, lupa nro PKAR/034/05).

Kun kivennäismaiden ennallistamispotentiaalin muodostavien kohteiden joukosta poistettiin kaskikohteet ja erityiskohteet, kuten lehdot ja perinnebiotoopit (niityt ja ahot), jäi varsinaisen ennallistamissuunnitelman mukaisesti ennallistettavaksi noin 380 hehtaaria entisiä talousmetsiä. Ennallistettaviksi soveltuvien ojitusalueiden yhteispinta-ala oli noin 90 hehtaaria, josta 20 vuo-
den aikana ennallistettavaksi esitettiin yhteensä noin 80 hehtaaria. Ennallistamiskohteiden toteutus-
järjestyksen eli kiireellisyyden määrittämisessä otettiin huomioon ennallistettavien kohteiden alueel-
linen yhtenäisyys eli pyrkimyksenä oli vyöhykkeittäin etenevä toteutusmalli.

Ennallistamistoimenpiteet esitetään toteutettaviksi kolmessa eri vaiheessa ja kahdenkymmenen vuo-
den aikana. Ensimmäinen toteutusvaihe ajoittui *LIFE to Koli* – Kansallispuiston metsien ja niittyjen
ennallistaminen -hankkeen toteutusjaksolle eli vuosille 2003–2006 (ks. taulukot 22 ja 23). Toinen
vaihe ajoittuu jaksolle 2007–2010, joka yhdessä ensimmäisen vaiheen kanssa kattaa nykyisen Kolin
kansallispuiston runkosuunnitelman toteutusjakson (Lovén 2005). Kolmas ja samalla viimeinen to-
teutusjakso kattaa vuodet 2011–2022.

Taulukko 22. Kolin kansallispuiston Natura 2000 -alueen polttokäsittelyin ja muin ennallistamistoimin käsiteltäviksi suunniteltujen kivennäismaiden viljelymetsien pinta-alat (hehtaaria) kolmen eri toteutusjakson aikana.

Menetelmätyyppi	Kansallispuiston osa	Toteutusjakso			Yhteensä
		2003–2006	2007–2010	2011–2022	
Lahopuun lisääminen	Pohjoinen	40,77	27,89	33,95	102,61
ja pienaukottaminen	Etelä	35,18	4,34	48,28	87,80
Puuston polttokäsittelyt	Pohjoinen	26,28	15,76	42,13	84,17
	Etelä	4,85	9,63	91,38	105,86
	Yhteensä	107,08	57,62	215,74	380,44

LIFE to Koli -hankkeen aikana eli vuosina 2003–2006 tehtiin ennallistamiskäsittelyjä 107,4 hehtaarilla kivennäismaiden viljelymetsiä ja 28,3 hehtaarilla ojitettuja suoalueita (taulukot 22 ja 23). Kolin kansallispuiston hoito- ja käyttösuunnitelman aikana eli vuoden 2010 loppuun mennessä ennallistamistoimenpiteiden toteutussuunnite on 165 hehtaaria viljelymetsiä ja 42 hehtaaria ojitettuja soita. Pitkän aikavälin eli 20 vuoden tavoitteeksi on asetettu kivennäismaiden viljelymetsien luonnontilaistumiseen tähtäävien ennallistamistoimenpiteiden toteuttaminen noin 380 hehtaarin alueella, josta noin 190 hehtaaria toteutetaan polttokäsittelyin (taulukko 22). Ojitettujen soiden vesitalouden ja puuston ennallistamisen kokonaistavoitepinta-ala 20 vuoden suunnittelujaksolle on noin 78 hehtaaria. Ennallistamiskohteet ja niiden toteutusjärjestys käyvät ilmi liitteistä 1 ja 2.

Taulukko 23. Kolin kansallispuiston Natura 2000 -alueen puustoisten ojitettujen soiden toteutussuunnite (ha) kolmen peräkkäisen toteutusjakson aikana.

Ojitetut suot	Toteutusjakso			
Alue	2003–2006	2007–2010	2011–2022	Yhteensä
Kansallispuiston pohjoisosa	20,80	13,56	11,57	45,93
Kansallispuiston eteläinen osa	7,51	0,00	24,72	32,23
Yhteensä	28,31	13,56	36,29	78,16

Liitteen 2 kuviokohtaisena ikätunnuksena on käytetty vallitsevan puujakson keski-ikä. Yli satavuotiaiksi valtapuuston iän mukaisesti luokituu kuusi kivennäismaiden ennallistamiskohdetta, joista viisi on koivuvaltaisia ja vain yksi on kuusivaltainen. Yli satavuotiaiden koivuvaltaisten kohteiden joukkoon on siirtymässä myös esimerkiksi rantatien varressa oleva kuvion 1506 koivikko, jonka valtapuuston iäksi on määritetty 96 vuotta ja joka on sekä luontaisesti metsittynyt että osin istutettu. Kohteella suoritettiin rauduskoivujen viljely harvassa olleiden ja paikalle lähinnä maisemallisista syistä jätettyjen järeiden luonnonkoivujen joukkoon. Tässäkin tapauksessa metsikön iäksi on merkitty vallitsevan jakson puiden keski-ikä, mutta toimenpiteet tullaan aikanaan kohdistamaan istutettuun alikasvokseen. Kolilla on harjoitettu iäkkäiden jättö- ja suojustuiden joukkoon viljelyä erityisesti kuusen uudistamisessa.

Valtapuuston mukaan yli satavuotiaiksi ojitusalujen ennallistamismetsikoistä luokituu vain viisi kuviota. Näillä luonnontilaisinkin aidosti puustoisilla soilla, joista osa sijaitsee vuosina 2004–2005 toteutetulla Pitkäsuon ennallistamisalueella, on ollut jo ennen ojitusta niin kutsuttu ‘eri-ikäisrakenne’. Luonnontilaisista, erityisesti puustoisista rämetyypeistä kehittyneillä turvekankailla kasvaa hyvin usein erittäin iäkkäitäkin puita. Koska lähestulkoon kaikissa kokoluokissa voi näissä tapauksissa esiintyä hyvinkin vanhoja puuyksilöitä, voi kuvioittaisessa inventoinnissa valikoitua ikäkoepuiksi, joka on pohjapinta-alamediaanipuu, jopa yli satavuotiaita puita. Tämä selittää myös Kolin ojitus-

aloilta määritetyt korkeat kuviokohtaiset puuston keski-ikä. Vaikka osa liitteen 2 ennallistamiskoh-teista on valtapuujakson iän perusteella luokiteltavissa yli satavuotiaiksi metsiköiksi, niin yksikään niistä ei lukeudu boreaalisten luonnonmetsien eikä luonnontilaisten puustoisten soiden luontotyypp-peihin.

7.2 Menetelmät

Menetelmät, joita suunnitelmassa esitetään kivennäismaiden istutus- ja kylvömet-sien ennallistami-seksi, ovat: lahopuun lisääminen yksittäisiä puita ja puuryhmiä vaurioittamalla (maahan kaato, kau-laus) sekä erikokoisten paloalojen tuottaminen pystyyn jätettyjä ja maahan kaadettuja puita polt-tamalla. Puiden maahan kaato voidaan toteuttaa joko metsurityönä tai koneellisesti esimerkiksi kaivinkoneella. Koneellisen kaadon etuna on, että puut saadaan kaatumaan juurineen, mikä jäljitte-lee myrskytuhoa. Puun kaatuessa juurineen paljastuu samalla myös kivennäismaata, mikä edesaut-taa metsämaan taimettumista.

Soiden ennallistamisessa kyseeseen tulevia toimenpiteitä ovat: ravinnelisäysriskin aiheuttavan puus-ton kasvulisän poistaminen (hakkuu ja poiskuljetus), lahoavan kuolleen puuaineksen lisääminen (maahan kaato, kaulaus) ja vesitalouden järjestelyt (ojien patoaminen ja konetäyttö) eli suoveden-pinnan palauttaminen ennen ojitusta vallinneelle tasolle. Ojitusalueiden tapauksessa puiden koneel-lisesti toteutettu maahan kaato on erityisen perusteltua, jos ojien täyttäminen toteutetaan kaivinko-netyönä. Patorakenteiden tekeminen voidaan toteuttaa joko valmistamalla puupatoja tai täyttämällä ojat kaivinkoneella. Menetelmistä jälkimmäinen tulee kysymykseen, mikäli ojien varsilla on vielä jäljellä kaivussa syntyneitä ojamaita (Nieminen & Eerikäinen 2006).

7.3 Maastosuunnittelu ja dokumentointi

Toteutuksen eri vaiheiden dokumentointi on olennainen osa ennallistamistoimintaa ja sen avulla py-ritään varmistamaan, että myös jälkikäteen voidaan saada kokonaiskäsitys käytetyistä resursseista sekä eri toimenpiteiden kohdentamisesta ja intensiteetistä. Dokumentoinnin lähtökohtana tulisi olla pyrkimys kerätä vain se tieto, joka tarvitaan määrittäessä esimerkiksi eri toimenpiteiden vaikut-tavuutta sekä vertailtaessa eri menetelmien kustannustehokkuutta ja aikaansaamaa muutosta ajassa ja paikassa. Dokumentointi käsittää kohteiden lähtötilanteen kuvauksen, osakuvioittaisen toteutus-suunnitelman laadinnan, työn toteutukseen liittyvien tekijöiden kuten toteuman, ajanmenekin ja kus-tannusten raportoinnin sekä puustovaikutusten seurannan. Osana ennakkosuunnittelua suoritetaan kullakin kohteella toteutettaviksi esitettyjen toimenpiteiden ympäristövaikutusten arviointi.

Toteutuksen dokumentoinnissa käytetään lomaketta ”Toteutuksen ennakkosuunnittelu- ja seuran-talomake 01” (liite 3). Lomakkeen (liite 3) tietokentät ovat: 1) Kohteen yleiskuvaus, 2) Ennallista-mistoimien toteutussuunnitelma osakuvioittain, 3) Toteutuksen karttakuvaus, 4) Seurantakokeiden perustamistiedot ja visuaalinen ennallistamisvaikutusten seuranta, 5) Koealojen sijaintitieto ja kuvauspisteiden koordinaatit, 6) Ennallistamistoimien toteuma, 7) Ennallistamistoimien ajanme-nekki ja henkilökustannukset ja 8) Muut kuin henkilökustannukset.

Kohteen yleiskuvauksessa esitetään peruskuvion yleistiedot ennen ennallistamisten toteutusta. To-teutussuunnitelman osakuvioittain laadittavassa esityksessä todetaan eri tavoin käsiteltävien osittei-den pinta-alat ja käsittelymenetelmät sekä seurantakoealojen osalta niiden lukumäärät, toteutustapa

ja tavoitepinta-alat. Toteutuksen karttakuvauksessa esitetään osakuvioiden rajaukset ja seuranta-koealojen sijoittuminen ennallistettavalle metsikkökuvialle ja sen osakuvioille. Seurantakokeiden perustamistiedot -osiossa kuvataan puolestaan koetyypit, kokeen laajuus ja koealojen sijainti. Visuaalisen ennallistamisvaikutusten seurannan osalta todetaan ennallistamisen vaikuttavuutta havainnoivien valokuvien tiedostonimet. Valokuvat pyritään ottamaan seurantamittauksia varten perustettavilta koealoilta, muutoin niiden ottamista varten seurantakohteelle perustetaan yksiselitteisesti määritettävissä oleva kuvauspaikka. Kuvauspaikan lisäksi dokumentoidaan kuvaussuunnat asteina. Toteutuksen kuvauksessa eritellään omissa osioissaan ennallistamisen pinta-alatoteuma/luontotyyppi/menetelmä ja ajanmenekki/menetelmä/henkilö sekä muut kuin henkilöstökustannukset sisältäen esimerkiksi suunnittelusta aiheutuneet yleiskustannukset.

Alustava käsittelysuositus (liite 2) on varsin karkealla tasolla tehty esitys, jota täytyy tarkentaa maastossa. Monilla toteutuskohteilla esimerkiksi polttokäsittelyin tehtävän pienaukottamisen lisäksi voidaan ja tulee suorittaa lahoppuun lisäystoimia erityisesti niissä osissa, joita ei polteta. Toisaalta esimerkiksi lähteet ja muut pienvedet sekä aiemmissa inventoinneissa mahdollisesti havaitsematta ja paikantamatta jääneet lehdot ja muut avainbiotoopit tulee jättää toimenpiteiden ulkopuolelle, mikä merkitsee erityiskohteen rajaamista peruskuvion osakuvioiksi eli lepokuvioiksi. Käsittelykohteen operatiivisen toteutuksen helpottamiseksi ja toivotun tavoitetilän saavuttamiseksi tulee kutakin ennallistettavaa metsikköä varten suorittaa maastossa tehty kohteen ennakkosuunnittelu, jossa dokumentoidaan metsikön nykytila, määritetään toimenpiteet ja niiden kohdentuminen metsikkökuvion eri ositteisiin sekä tehdään arvio siitä, missä ajassa metsikön oletetaan saavuttavan tavoitetilänsä (kivennäismaiden istutus- ja kylvömetsien tapauksessa ”boreaalinen luonnonmetsä” (LT 9010) ja ojitusalueiden tapauksessa yleisimmin ”puustoiset suot” (LT 91D0)).

Tarkennettujen käsittelytoimenpiteiden ja sovellettavien menetelmien valinnassa on otettava huomioon erityisesti kasvupaikan ominaisuudet, metsikön kehitysvaihe, puulaji ja puuston muut ominaisuudet. Metsätaloudellisesti määritetty kiertoaika lähistyvien havupuuvaltaisten metsiköiden tapauksessa ensisijainen toimenpide on lahoppuun lisääminen, joka voidaan toteuttaa yksittäisiä puita ja puuryhmiä kaulaamalla tai maahan kaatamalla. Puiden maahan kaadossa tulee selvittää, onko kohteelle mahdollista kuljettaa maansiirtokone, jonka avulla puiden kumoon kaato voidaan tehdä myrskyn aikaansaamaa tuhoa jäljitellen. Tällöin on tavoitteena kaataa puut juurineen, jolloin paljastuu maapohjan taimettumiskuntoa parantavaa kivennäismaata.

Toimenpiteet tulee valita ja kohdentaa iäkkäitä ja kookkaita lehtipuita säästävällä tavalla. Myös yksittäisinä esiintyvät lehtipuut tulee pyrkiä säästämään. Metsäluonnon monimuotoisuuden kannalta erityisen arvokkaita puulajeja ovat raita (*Salix caprea*), haapa (*Populus tremula*) ja lehmus (*Tilia cordata*), joista varsinkin kahden viimeksi mainitun osalta tulee myös nuoret puuyksilöt paikantaa jo toteutuksen suunnitteluvaiheessa ja pyrkiä turvaamaan niiden elossapysyminen ja kehitys myös jatkossa.

Osakuviot ovat joko ”lepokuvioita” tai peruskuvion käsittelystä poikkeavalla tavalla toteutettavia erityistoimenpidealueita ja -kohteita. Osakuvioiden rajaaminen tehdään maastossa ja mikäli mahdollista, rajauksessa käytetään apuna GPS-paikanninta. Osakuvioiden pinta-alat määritetään karttaohjelmilla toimistotyönä ja saadut pinta-alat kirjataan jälkikäteen lomakkeille ja tiedostoihin.

Tiedot vaikutukseltaan voimakkaimiksi katsottavista toimenpiteistä (esimerkiksi poltto, ojien tukkuminen) on suositeltavaa koota yhteen ja lähettää arvioitaviksi Pohjois-Karjalan ympäristökeskukseen hyvissä ajoin ennen toimenpiteiden toteutuksen käynnistämistä. Suunnitellut toimenpiteet voidaan

toteuttaa, mikäli ympäristökeskus katsoo, etteivät ne aiheuta uhkaa alueen suojelullisille arvoille itse käsittelykohteella tai sen välittömässä läheisyydessä. Menettelyllä varmistetaan se, että ainoastaan viranomaisten hallussa oleva suojelubiologinen tieto tulee huomioon otetuksi ennakosuunnittelussa.

7.4 Riskien hallinta

Ennallistamistoimien suunnittelussa tulee kiinnittää erityistä huomiota toimenpiteistä aiheutuviin ja puiston ulkopuolisille alueille mahdollisesti ulottuviin ympäristövaikutuksiin. Esimerkiksi ojitusalueiden vuosittaisella seurannalla on varmistettava, ettei ojien täytöstä mahdollisesti seuraava ennallistetun suon tulviminen keväällä aiheuta hallitsematonta sulamisvesien virtausta valtion hallinnoiman suojelualueen ulkopuolisille maa- ja vesistöalueille. Alkuvaiheessa ennallistetun suon veden ja sen mukana liikkuvien ravinteiden ja kiintoaineksen pidätyskyky on alhaisempi verrattuna luonnontilaiseen suohon, mihin luonnollisesti vaikuttaa myös alueen topografia ja sääoloissa tapahtuvat kausittaiset vaihtelut. Mikäli suolta tapahtuva ylivalunta ja kiintoainesten huuhtoutuminen aiheuttavat kohonneen riskin, tulee mahdollisia tuhoja ehkäisevinä toimina toteuttaa valuntaa hidastavia ja ohjaavia patoamisia ja ojituksia, jotka kohdistetaan erityisesti kansallispuiston raja-alueille.

Kysymykseen voi tulla myös aiemmin perattujen puro- ja norouomien ennallistamiset. Tässä suunnitelmassa ei ole käsitelty purouomien ennallistamismenetelmiä eikä tehty arvioita uomien kunnostustarpeesta. Purojen ja norouomien ennallistamisissa tulee ottaa huomioon vesilain säännökset (Vesilaki... 1961). Vesilaki ei koske jo luonnontilansa menettäneitä, vesistöä pienempiä norouomia, mutta niiden ennallistamisesta ei saa aiheutua haittaa alapuolisille vesistöille. Vesistöksi katsottavien purojen ennallistaminen on luvanvaraista ja edellyttää tapauskohtaista harkintaa.

Ennallistamispolttojen suunnittelussa ja polttoalueen rajauksessa tulee ottaa huomioon varsinaisen polttoalueen ympäristö ja ennakoida hallitun ennallistamispoltton muuttuminen hallitsemattomaksi metsäpaloksi. Mikäli polttoja toteutetaan kansallispuiston raja-alueilla, tulee toiminnasta tiedottaa lähialueen asukkaita ja maanomistajia. Kaikissa tapauksissa tulee varmistaa palon hallittavuus ja rajautuminen poltettavaksi suunnitellulle alueelle (esimerkiksi palokujat, polton ajankohdan valinta, sytyttämisen etenemisen ennakosuunnittelu, sammutuskalusto, vesipisteet) ja huolehtia työturvallisuutta lisäävistä tekijöistä (esimerkiksi henkilöstön ohjeistaminen, riittävä miehitys, jälkivartiointin organisointi).

Mikäli alueella havaitaan ennallistamistoimien tai muiden luontaisten tekijöiden seurauksena runsaasti metsätuholaisia (ytimennävertäjät, kirjanpainajat), jotka ovat vaarassa levitä kansallispuiston ulkopuolisiin yksityisiin talousmetsiin, kohdistetaan ennallistamiskäsittelyt nuoriin metsiin tai tarvittaessa ohjelman toteutus keskeytetään. Lahopuun lisäystä alueella voidaan jatkaa vasta, kun on luotettavasti osoitettu, että alueen tuhohyönteiskannat ovat vakiintuneet alhaisemmalle tasolle.

7.5 Kustannusarvio

Ennallistamistöiden kustannukset muodostuvat työnjohdon ja toteuttavan henkilöstön palkoista, matkakustannuksista, tarvikkeiden hankinnasta ja työvälineiden huollosta sekä konetyön kustannuksista. Kivennäismaiden talousmetsien osalta ennallistamisen palkkakustannusten laskentaperustana on käytetty 0,4 henkilötyökuukautta (htkk) kutakin toteutushehtaaria kohden, kun taas ojitusaluiden ennallistamisessa yhden toteutushehtaarin valmistumiseen arvioidaan kuluvan hehtaaria kohden 0,3 htkk. Konetyön osuus kattaa arvion sekä puutavaran ja hakkuujätteen lähikuljetuksesta että ojien täytöstä ja patoamisista aiheutuvista ulkopuolisen avun kustannuksista. Kustannuslajeittain eriteltyt ennallistamisohjelman kustannukset toteutusjaksoille 2007–2010 ja 2011–2022 esitetään taulukossa 24. Kustannusarvio ennallistamisohjelman toteutuksen kokonaiskustannuksista *LIFE to Koli* -hankkeen päättymisen jälkeen on noin 565 000 €.

Taulukko 24. Ennallistamisohjelman euromääräinen kustannusarvio kustannuslajeittain toteutusjaksoille 2007–2010 ja 2011–2022 eriteltynä. Palkkojen osalta kustannuslaskelma sisältää sekä arvion sivukuluista että vuotuisen 3 % palkankorotuslisän.

Kustannuslaji	Kivennäismaiden talousmetsät			Ojitusalueet		
	2007–2010	2011–2022	Yhteensä	2007–2010	2011–2022	Yhteensä
Palkat/toteutus	65090	310150	375240	11490	39130	50620
Palkat/työnjohto	10580	50400	60980	1870	6360	8230
Matkat	5690	21310	27000	1360	3640	5000
Tarvikkeet	2320	8680	11000	545	1455	2000
Konetyö	3160	11840	15000	2720	7280	10000
Kustannukset yhteensä	86840	402380	489220	17985	57865	75850

7.6 Ohjelman vaikutukset Kolin Natura 2000 -luontotyyppien suojelutason

Ennallistamisohjelman lähtökohtana on pyrkiä turvaamaan Natura 2000 -luontotyyppien (ks. Airaksinen & Karttunen 1998) ”boreaaliset luonnonmetsät” (LT 9010) ja ”puustoiset suot” (LT 91D0) ja näistä harvinaistuneista elinympäristöistä riippuvaisten eliölajien suotuisa suojelutaso Kolin kansallispuiston Natura 2000 -luonnonsuojelualueella. Natura 2000 -luontotyyppien suojelutavoitteeseen pääsemiseksi suoritetaan erilaisia kivennäismaiden talousmetsien ja ojitettujen suoalueiden ennallistamiskäsittelyjä.

Luontotyyppi ”boreaaliset luonnonmetsät” (LT 9010) on jaettavissa kolmeen eri päätyyppiin, jotka ovat: 1) vanhat luonnontilaiset tai niiden kaltaiset metsät, 2) nuoret palon jälkeen luontaisesti kehittyneet lehtipuumetsät ja 3) tuoreet metsäpaloalat (Airaksinen & Karttunen 1998). Vanhat luonnontilaiset tai niiden kaltaiset metsät -tyyppi jakaantuu edelleen viiteen eri alatyypin, joten luontotyyppille ”boreaaliset luonnonmetsät” on määritettävissä kaiken kaikkiaan seitsemän eri alatyypin. *LIFE to Koli* -hankkeessa tähdättiin erityisesti vanhojen luonnontilaisten tai niiden kaltaisten metsien osalta alatyypin ”kuusivaltaiset metsät”, ”lehtipuuvallat metsät” ja ”sekametsät” pinta-alaosuuden kasvattamiseen, minkä lisäksi polttokäsittelyin lisättiin alatyypin ”tuoreet metsäpaloalat” edustavuutta Kolin Natura 2000 -alueella.

Ennen vuotta 2003 suoritettujen luonnonvarainventointien perusteella Kolin kansallispuiston Natura 2000 -suojelualueen luonnontilaisten ja lähellä luonnontilaa olevien metsiköiden kokonaispinta-alaksi arvioitiin 418 hehtaaria. Näistä vanhojen, vähintään 120-vuotiaiden metsiköiden osuus oli noin 68 %. Siten luontotyyppiin 9010 lukeutuvan metsämaan osuus Natura 2000 -suojelualueen pinta-alasta (2554 hehtaaria) oli noin 16 % ennen ennallistamistoimien käynnistymistä.

Ennallistamistoimet kohdistettiin ja tullaan jatkossakin kohdistamaan vain sellaisille kuvioille, jotka eivät kuulu ennestään mihinkään edellä mainituista Natura 2000 -luontotyypeistä. Luontotyyppiin ”borealiset luonnonmetsät” ja siihen luettavien vanhojen luonnontilaisten tai niiden kaltaisten metsien pinta-alan lisäämiseksi toteutettiin vuoden 2006 loppuun mennessä lahoppuun lisäämisiä ja metsien pienaukottamisia noin 75 hehtaarin alueella, joten *LIFE to Koli* -hankkeen toimien ansiosta alatyyppeihin ”kuusivaltaiset metsät”, ”lehtipuuvaltaiset metsät” ja ”sekametsät” luettavien metsien pinta-alaosuuden oletetaan aikaa myöten nousevan tasolle 19 %. 20 vuoden eli koko suunnitelmakauden tavoite on ennallistaa lahoppuun lisäystoimin noin 190 hehtaaria kivennäismaiden talousmetsiä ja nostaa edellä mainittuihin luonnontilaisen metsän kolmeen eri alatyyppiin luettavien metsien osuus tasolle 24 % (taulukko 25).

Taulukko 25. Luontotyyppien ”boreaalinen luonnonmetsä” (LT 9010) ja ”puustoiset suot” (LT 90D0) kokonaispinta-alat (ha) ja osuudet (%) Natura 2000 -suojelualueen pinta-alasta 1) lähtötilanteessa ennen ennallistamisohjelman käynnistymistä, 2) *LIFE to Koli* -hankkeen päätyttyä ja 3) suunnitelmakauden päättymisen jälkeen (suluissa ennallistamisohjelman ja kaskiohjelman yhteenlaskettu toteutus pinta-ala tai pinta-alaosuus).

Luontotyyppi/luontotyyppin tarkenne	Lähtötilanne		<i>LIFE to Koli</i> -hanke		Vuodet 2007–2022		Yhteensä	
	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
9010/runsaslahoppuustoiset lehtipuu- ja kuusivaltaiset sekametsät	418	16	75	3	115	5	608	24
9010/tuoreet metsäpaloalat	5	alle 1	32 (47)	1 (2)	159 (294)	6 (12)	196 (346)	8 (14)
91D0/puustoiset suot	44	2	28	1	50	2	122	5

Vuosina 1994–2002 kaskettujen metsien yhteispinta-ala oli 5,2 hehtaaria. *LIFE to Koli* -hankkeen kaskilla ja ennallistamispoltoilla lisättiin ”borealiset luonnonmetsät” alatyypin ”tuoreet metsäpaloalat” pinta-alaa lähes 50 hehtaarilla. Siten luontotyyppin pinta-alaosuus nousi vuoden 2006 aikana tasolle 2,0 %. *LIFE to Koli* -hankkeen ennallistamis- ja kaskiohjelmien (Lovén & Äänismaa 2006) toteuduttua luontotyyppin osuus nousee tasolle 14,0 %, mikä merkitsee noin 350 hehtaarin pinta-alatavoitetta. Tavoitteeseen pääsemiseksi tulisi seuraavien 16 vuoden kuluessa käsitellä kivennäismaiden talousmetsiä ennallistavin polttokäsittelyin noin 160 hehtaaria ja kasketa seuraavien 45–50 vuoden aikana 130–140 hehtaaria entisiä talousmetsiä.

Ennen *LIFE to Koli* -hankkeen käynnistymistä oli Kolin kansallispuiston Natura 2000 -suojelualueen luonnontilaisten soiden kokonaispinta-ala 44 hehtaaria. *LIFE to Koli* -hankkeen aikana tehtiin luontotyyppin ”puustoiset suot (91D0)” pinta-alaosuuden kasvattamiseen tähtääviä toimenpiteitä 28 hehtaarilla ojitusaloja, jonka seurauksena luontotyyppin pinta-alaosuuden oletetaan nousevan aikaa myöten tasolle 3 %. Hankkeen jälkeen vuosina 2007–2022 ennallistamisia esitetään toteutettavaksi lähes 50 hehtaarin alueella, jolloin luontotyyppin pinta-alaosuus saavuttaa 5 % tason.

Kirjallisuus

- Aaltonen, V.T. 1919. Kangasmetsien luonnollisesta uudistumisesta Suomen Lapissa. Metsätieteellisen koe-laitoksen julkaisuja 1. 56 s.
- Aapala, K., Lindholm, T. & Heikkilä, R. 1995. Protected mires in Finland. *Gunneria* 70: 205–220.
- Aapala, K., Heikkilä, R. & Lindholm, T. 1998. Suoluonnon monimuotoisuuden turvaaminen. Teoksessa: Vasander, H. (toim.), Suomen suot. Suoseura – Finnish Peatland Society. s. 45–57.
- Ahti, E. 2004. Ojitusalueiden ennallistaminen. Teoksessa: Lovén, L. (toim.), Tutkittu ja tuntematon Koli. Kolin kansallispuiston tutkimusseminaari 24.–25.4.2002. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 915: 11–14.
- Airaksinen, O. & Karttunen, K. 1998. Natura 2000 -luontotyyppiopas. Suomen ympäristökeskus. Ympäristöopas 46. 193 s.
- Andersson, L. I. & Hytteborn, H. 1991. Bryophytes and decaying wood: a comparison between managed and natural forest. *Holarctic Ecology* 14: 121–130.
- Angelstam, P. & Mikusinski, G. 1994. Woodpecker assemblages in natural and managed boreal and hemibo-real forest – a review. *Annales Zoologici Fennici* 31: 157–172.
- Angelstam, P. & Rosenberg, P. 1993. Aldrig sällan ibland ofta. *Skog & Forskning* 1: 34–41.
- Antikainen, M. 1993. Metsämaiseman suunnittelu Kolin kansallispuistossa. Metsäntutkimuslaitoksen tiedon-antoja 456. 88 s.
- Bader, P., Jansson, S. & Jonsson, B.G. 1995. Wood-inhabiting fungi and substratum decline in selectively logged boreal spruce forests. *Biological Conservation* 72: 355–362.
- Berg, Å., Ehnström, B., Gustafsson, L., Hallingbäck, T., Jonsell, M. & Weslien, J. 1994. Threatened plant, animal, and fungus species in Swedish forests: distribution and habitat associations. *Conservation Biology* 8: 718–731.
- Bergeron, Y., Leduc, A., Harvey, B. & Gauthier, S. 2002. Natural fire regime: a guide for sustainable man-agement of the Canadian boreal forest. *Silva Fennica* 36: 81–95.
- Bradshaw, R.H.W. 1993. Tree species dynamics and disturbance in three Swedish boreal forest stands during the last two thousand years. *Journal of Vegetation Science* 4: 759–764.
- Cairns, J., Jr. 1990. Disturbed ecosystems as opportunities for research in restoration ecology. Teoksessa: Jordan, W.J. III, Gilpin, M.E. & Aber, J.D. (toim.), Restoration ecology : a synthetic approach to ecological research. Cambridge University Press. s. 307–320.
- Christensen, N.L., Bartuska, A.M., Brown, J.H., Carpenter, S., D’Antonio, C., Francis, R., Franklin, J.F., MacMahon, J.A., Noss, R.F., Parson, D.J., Peterson, C.H., Turner, M.G. & Woodmansee, R.G. 1996. The Report of the Ecological Society of America Committee on the Scientific Basis for Ecosystem Management. *Ecological Applications* 6: 665–691.
- Delgado, M.C. 2001. Dynamics of nutrients in a slash and burn agroforestry system in Koli National Park, North Carelia, Finland. M.Sc. Thesis of Environmental Management of Forest. University of Joensuu. 72 s.
- Eerikäinen, K., Hotanen, J.-P., Miina, J., Neuvonen, S., Nevalainen, S., Salo, K. & Viiri, H. 2007. Ennallistamisvaikutusten seuranta ja siihen liittyvä tutkimus Kolin kansallispuistossa. Metsäntutkimuslaitos, Joensuun toimintayksikkö. 33 s. + liitteet. (Käsikirjoitus.)
- Engelmark, O. 1984. Forest fires in the Muddus National Park (Northern Sweden) during the past 600 years. *Canadian Journal of Botany* 62: 893–898.

- Ennallistamistyöryhmä. 2003. Ennallistaminen suojelualueilla. Ennallistamistyöryhmän mietintö. Suomen ympäristö 618. Ympäristöministeriö, Helsinki. 220 s.
- Esseen, P.-A. & Renhorn, K.-E. 1998. Edge Effects on an Epiphytic Lichen in Fragmented Forests. *Conservation Biology* 12: 1307–1317.
- Esseen, P.-A., Ehnström, B., Ericson, L. & Sjöberg, K. 1992. Boreal forests – the focal habitats of Fennoscandia. Teoksessa: Hansson, L. (toim.), *Ecological principles of nature conservation*. s. 252–352.
- Esseen, P.-A., Ehnström, B., Ericson, L. & Sjöberg, K. 1997. Boreal forests. *Ecological Bulletins* 46: 16–47.
- Etelä-Suomen ja Pohjanmaan metsien suojelun tarve -työryhmä. 2000. Metsien suojelun tarve Etelä-Suomessa ja Pohjanmaalla. Ympäristöministeriö. Suomen ympäristö 437: 1–284.
- Etelä-Suomen metsien suojelutoimikunta. 2002. Etelä-Suomen, Oulun läänin länsiosan ja Lapin läänin lounaisosan metsien monimuotoisuuden turvaamisen toimintaohjelma. Ympäristöministeriö. Suomen ympäristö 583: 1–56.
- Eurola, S. & Huttunen, A. 1990. Suoekosysteemin toiminnallinen ryhmitys. Summary: The functional grouping of mire ecosystems and their response to drainage. *Suo* 41: 15–23.
- Goldammer, J.G. & Furyaev, V.V. 1996. Fire in Ecosystems of Boreal Eurasia. Ecological impacts and Links to Global System. Teoksessa: Goldammer, J. G & Furyaev, V. V. (toim.), *Fire in ecosystems of boreal Eurasia*. Dordrecht 1996. *Forestry sciences* 48: 1–20.
- Graham, R.L. & Cromack, K., Jr. 1982. Mass, nutrient content, and decay rate of dead boles in rain forests of Olympic National Park. *Canadian Journal of Forest Research* 12: 511–521.
- Grier, C.C. & Logan, R.S. 1977. Old-growth *Pseudotsuga menziesii* communities of a western Oregon watershed: Biomass distribution and production budgets. *Ecological Monographs* 47: 373–400.
- Hannellius, S. 1995. Häiriödynamiikka pohjoisen havumetsän hoidon esikuvana. Teoksessa: Hannellius, S. & Niemelä, P. (toim.), *Monimuotoisuus metsien hoidossa*. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 654: 89–102.
- Harmon, M.E., Franklin, J.F., Swanson, F.J., Sollins, P., Gregory, S.V., Lattin, J.D., Anderson, N.H., Cline, S.P., Aumen, N.G., Sedell, J.R., Lienkaemper, G.W., Cromack, K., Jr. & Cummins, K.W. 1986. Ecology of Coarse Woody Debris in Temperate Ecosystems. *Advances in Ecological Research* 15: 133–302.
- Harvey, A.E., Larsen, M.J. & Jurgensen, M.F. 1976. Distribution of ectomycorrhizae in a mature douglas-fir/larch forest soil in western Montana. *Forest Science* 22: 393–398.
- Harvey, A.E., Jurgensen, M.F. & Larsen, M.J. 1978. Seasonal distribution of ectomycorrhizae in a mature douglas-fir/larch forest soil in western Montana. *Forest Science* 24: 203–208.
- Harvey, A.E., Larsen, M.J. & Jurgensen, M.F. 1979. Comparative distribution of ectomycorrhizae in soils of three western Montana forest habitat types. *Forest Science* 25: 350–358.
- Hautala, H., Jalonen, J., Laaka-Lindberg, S. & Vanha-Majamaa, I. 2004. Impacts of retention felling on coarse woody debris (CWD) in mature boreal spruce forests in Finland. *Biodiversity and Conservation* 13: 1541–1554.
- Hautala, H., Kuuluvainen, T., Hokkanen, T.J. & Tolvanen, A. 2005. Long-term spatial organization of understorey vegetation in boreal *Pinus sylvestris* stands with different fire histories. *Community Ecology* 6: 119–130.
- Heikinheimo, O. 1915. Kaskiviljelyksen vaikutus Suomen metsiin. *Acta Forestalia Fennica* 4(2). 246 s. + liitteet 149 s.

- Heikkilä, H. 1987. The vegetation and ecology of mesotrophic and eutrophic fens in western Finland. *Ann. Bot. Fennici* 24: 155–175.
- Heikkilä, H. & Lindholm, T. 1994. Seitsemisen kansallispuiston ojitettujen soiden ennallistamissuunnitelma. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja, Sarja B:13. 127 s.
- Heikkilä, H. & Lindholm, T. 1995. Metsäojitettujen soiden ennallistamisopas. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. sarja B, No 25. 101 s.
- Heikkilä, H. & Lindholm, T. 1997. Soiden ennallistamistutkimus vuosina 1987–1996. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja, Sarja A:81. 75 s.
- Heikkilä, H., Lindholm, T. & Jaakkola, S. 2002. Soiden ennallistamisopas. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja, Sarja B:66. 123 s.
- Heikkinen, K. 2002. Kolin kansallispuiston ojitettujen alueiden erillisinventoinnin työraportti 18.1.2002. Julkaisematon työraportti. 23 s.
- Heikurainen, L. 1954. Rämemänniköiden uudistamisesta paljaaksihakkausta käyttäen. *Acta For. Fenn.* 319: 1–34.
- Heikurainen, L. 1971. Metsäojituksen alkeet. 284 s.
- Heikurainen L., Kenttämies, K. & Laine, J. 1978. The environmental effect of forest drainage. *Suo* 29: 49–58.
- Heinselman, M.L. 1981. Fire and succession in the conifer forests of northern America. In: West, D.C., Shugar, H.H., Jr. & Botkin, B.D. (toim.), *Forest succession*. New York: Springer-Verlag. s. 374–405.
- Hofgaard, A. 1993. 50 years of change in a Swedish boreal old-growth *Picea abies* forest. *Journal of Vegetation Science* 4: 773–782.
- Hokkanen, P., Salo, K. & Paatelainen, H. 2003. Avainbiotooppien kasvillisuus Kolin kansallispuistossa. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 893. 71 s.
- Hotanen, J.-P., Nousiainen, H. & Paalamo, P. 1999. Vegetation succession and diversity on Teuravuoma experimental drainage area in northern Finland. *Suoseura. Suo* 50: 55–82.
- Hytteborn, H., Liu, Q.-H. & Verwijst, T. 1991. Natural disturbance and gap dynamics in a Swedish boreal spruce forest. Teoksessa: Nakagoshi, N. & Golley, F.B. (toim.), *Coniferous forest ecology, from an international perspective*. SPB Academic Publishing bv, The Hague. s. 93–108.
- Hytönen, J. & Silfverberg, K. 1991. Kuivatustehon vaikutus turvemaan lämpöoloihin. *Folia Forestalia* 780. 24 s.
- Hyvärinen, E., Kouki, J. & Martikainen, P. 2006. Fire and green-tree retention in conservation of red-listed and rare deadwood-dependent beetles in Finnish boreal forests. *Conservation Biology* 20: 1711–1719.
- Hyvönen, R., Olsson, B.A., Lundkvist, H. & Staaf, H. 2000. Decomposition and nutrient release from *Picea abies* (L.) Karst. and *Pinus sylvestris* L. logging residues. *Forest Ecology and Management* 126: 97–112.
- Häggman, J. & Oksa, E. 1999. Metsänjalostuksen monimuotoisuus. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 753. 62 s.
- Hörnberg, G., Ohlson, M. & Zackrisson, O. 1997. Influence of bryophytes and microrelief conditions on *Picea abies* seed regeneration patterns in boreal old-growth swamp forests. *Canadian Journal of Forest Research* 27: 1015–1023.
- Ihme, H. 2002. Erillisinventointi Kolin kansallispuiston kivennäismaiden viljelymetsien ennallistamistarpeen määrittämiseksi – työraportti 7.3.2002. Julkaisematon työraportti. 87 s.

- Ilvessalo, Y. & Ilvessalo, M. 1975. Suomen metsätyypit metsiköiden luontaisen kehitys- ja puuntuottokyvyn valossa. *Acta Forestalia Fennica* 144: 101 s.
- Jauhiainen, S., Laiho, R. & Vasander, H. 2002. Ecohydrological and vegetational changes in a restored bog and fen. *Annales Botanici Fennici* 39: 185–199.
- Joensuu, S. 2004. Suot. Teoksessa: Kuuluvainen, T., Saaristo, L., Keto-Tokoi, P., Kostamo, J., Kuuluvainen, J., Kuusinen, M., Ollikainen, M. & Salpakivi-Salomaa, P. (toim.), *Metsän kätköissä – Suomen metsäluonnon monimuotoisuus*. Edita Publishing Oy, Helsinki. s. 285–292.
- Johnson, E.A. 1992. Fire and vegetation dynamics. Studies from the north American boreal forest. Cambridge University Press, Cambridge. 129 s.
- Jonsell, M., Weslien, J. & Ehnström, B. 1998. Substrate requirements of red-listed saproxylic invertebrates in Sweden. *Biodiversity and Conservation* 7: 749–764.
- Jonsson, B.G. 1990. Treefall disturbance - a factor structuring vegetation in boreal spruce forests. Teoksessa: Krahulec, F., Agnew, A.D.Q., Agnew, S. & Willems, J.H. (toim.), *Spatial processes in plant communities*. Academia, Prague. s. 89–98.
- Junninen, K. & Kouki, J. 2006. Are woodland key habitats in Finland hotspots for polypores (Basidiomycota)? *Scandinavian Journal of Forest Research* 21: 32–40.
- Kalliola, R. 1973. Suomen kasvimaantiede. Werner Söderström Osakeyhtiö, Porvoo. 308 s.
- Karjalainen, L. & Kuuluvainen, T. 2002. Amount and diversity of coarse woody debris within a boreal forest landscape dominated by *Pinus sylvestris* in Vienansalo wilderness, eastern Fennoscandia. *Silva Fennica* 36: 147–167.
- Keenan, R.J., Prescott, C.E. & Kimmins, J.P. 1993. Mass and nutrient content of woody debris and forest floor in western red cedar and western hemlock forests on northern Vancouver Island. *Canadian Journal of Forest Research* 23: 1052–1059.
- Kivekäs, J. 1939. Kaskiviljelyksen vaikutus eräisiin maan ominaisuuksiin. Influence of shifting cultivation with burning upon some properties of soil. *Communicationes Instituti Forestalis Fenniae* 27. Helsinki. Metsätieteellinen tutkimuslaitos. Metsätieteellisen tutkimuslaitoksen julkaisuja 27. 44 s.
- Korhonen, K.T., Tomppo, E., Henttonen, H., Ihalainen, A., Tonteri, T. & Tuomainen, T. 2001. Pohjois-Karjalan metsäkeskuksen alueen metsävarat 1966–2000. *Metsätieteen aikakauskirja* 3B/2001: 495–576.
- Koski, V. 1995. Conservation of Norway spruce gene resources in Finland. Teoksessa: Turok, J., Koski, V., Paule, L. & Frison, E. (toim.), *Picea abies* Network. Report of the first meeting, 16–18 March 1995, Tatra National Park, Stará Lesná, Slovakia. International Plant Genetic resources Institute, Roma, Italia. s. 12–15.
- Kouki, J., Arnold, K. & 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.
- Krankina, O.N., Treyfeld, R.F., Harmon, M.E., Spycher, G. & Povarov, E.D. 2001. Coarse woody debris in the forests of the St. Petersburg region, Russia. *Ecological Bulletins* 49: 93–104.
- Kruys, N., Fries, C., Jonsson, B.G., Lämås, T. & Ståhl, G. 1999. Wood-inhabiting cryptogams on dead Norway spruce (*Picea abies*) trees in managed Swedish boreal forests. *Canadian Journal of Forest Research* 29: 178–186.
- Kuuluvainen, T. 1994. Gap disturbance, ground microtopography, and the regeneration dynamics of boreal coniferous forests in Finland: a review. *Annales Zoologici Fennici* 31: 35–51.
- Kuuluvainen, T. 2002. Natural Variability of Forests as a Reference for Restoring and Managing Biological Diversity in Boreal Fennoscandia. *Silva Fennica* 36: 97–125.

- Kuuluvainen, T., Syrjänen, K. & Kalliola, R. 1998. Structure of a pristine *Picea abies* forest in north-eastern Europe. *Journal of Vegetation Science* 9: 563–574.
- Kuusela, K. 1990. The dynamics of boreal coniferous forests. Finnish National Fund for Research and Development. Helsinki. Sitra 112. 172 s.
- Kuusinen, M. 1996. Haavan epifyytiset jäkälät. *Sorbifolia* 27: 159–163.
- Kärkkäinen, S. 1994. Kolin alueen lehdot. Vesi- ja ympäristöhallitus, Pohjois-Karjalan vesi- ja ympäristöpiiri. Helsinki. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja. Sarja A: 172. 54 s.
- Laine, J. & Vasander, H. 2005. Suotyyypit ja niiden tunnistaminen. *Metsäkustannus*. 110 s.
- Laine, J., Martikainen, P.J., Myllys, M., Sallantausta, T., Silvola, J., Tolonen, K. & Vasander, H. 1996. Suot. Teoksessa: Kuusisto, E., Kauppi, L. & Heikinheimo, P. (Toim.), Ilmastomuutos ja Suomi. s. 107–126.
- Laki Kolin kansallispuistosta 581/91. 1991.
- Landres, P.B., Morgan, P. & Swanson, F.J. 1999. Overview of the use of natural variability concepts in managing ecological systems. *Ecological Applications* 9: 1179–1188.
- Lang, G.E. & Forman, R.T. 1978. Detrital dynamics in a mature oak forest: Hutcheson Memorial Forest, New Jersey. *Ecology* 59: 580–595.
- Lanta, V., Mach, J. & Holcová, V. 2006. The effect of dam construction on the restoration succession of spruce mires in the Giant Mountains (Czech Republic). *Annales Botanici Fennici* 43: 260–268.
- Laukkanen, H., Nousiainen, M., Tuononen, J., Jormanainen, P. & Niemi, S. 2002. Pohjois-Karjalan suomet-sät. Teoksessa: Niemi, S., Finér, L., Laukkanen, H., Nousiainen, M., Sikanen, L. & Väättäin, K. (toim.), Suomet-sät - tulevaisuuden tukkipuustot: ”Harvennetaan suomet-sät - tulevaisuuden tukkipuustot” yhteiskehityshankkeen loppuraportti. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 830. 73 s.
- Leemans, R. 1991. Canopy gaps and establishment patterns of spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) in two old-growth coniferous forests in Central Sweden. *Vegetatio* 93: 157–165.
- Lehtonen, H. & Huttunen, P. 1997. History of forest fires in eastern Finland from the fifteenth century AD – the possible effects of slash –and–burn cultivation. *The Holocene* 7: 223–228.
- Lehtonen, H. & Kolström, T. 2000. Forest fire history in Viena Karelia, Russia. *Scandinavian Journal of Forest Research* 15: 585–590.
- Lehtonen, H., Huttunen, P. & Zetterberg, P. 1996. Influence of man on forest fire frequency in Northern Karelia, Finland, as evidenced by fire scars on Scots pines. *Annales Botanici Fennici* 33: 257–263.
- Lilja, S., de Chantal, M., Kuuluvainen, T., Vanha-Majamaa, I. & Puttonen, P. 2005. Restoring natural characteristics in managed Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) stands with partial cutting, dead wood creation and fire: immediate treatment effects. *Scandinavian Journal of Forest Research* 20: 68–78.
- Linder, P. 1998. Structural changes in two virgin boreal forest stands in central Sweden over 72 years. *Scandinavian Journal of Forest Research* 13: 451–461.
- Linder, P., Elfving, B. & Zackrisson, O. 1997. Stand structure and successional trends in virgin boreal forest reserves in Sweden. *Forest Ecology and Management* 98: 17–33.
- Lovén, L. (toim.). 2005. Kolin kansallispuisto 2010 – Hoito- ja käyttösuunnitelma 2003–2010. Metsäntutkimuslaitos, Tutkimusmetsäpalvelut ja Joensuun tutkimuskeskus. 98 s.
- Lovén, L. & Äänismaa, P. 2006. Kaskimaiseman ennallistaminen. Suunnitelma Kolin kansallispuiston Natura-alueelle. Metsäntutkimuslaitos, Joensuun toimintayksikkö. 77 s. (Käsi- ja kirjallisuus.)

- Luonnonsuojelualueiden hoidon periaatteet: valtion omistamien luonnonsuojelualueiden tavoitteet, tehtävät ja hoidon yleislinjat. 1993. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja B: 1. 55 s.
- LUOTI -maastotyöohje. 2003. Metsäntutkimuslaitoksen tutkimusalueiden kuvioittaisen inventoinnin maastotyöohje 8.1.2003. Metsäntutkimuslaitos, tutkimusmetsäpalvelut. 43 s. + liitteet.
- Mannerkoski, H. 1970. Ojituksen vaikutus kasvilajien runsauden kehitykseen turvealustalla, Suo 21: 99–103.
- Martikainen, P., Siitonen, J., Kaila, L., Punttila, P. & Rauh, J. 1999. Bark beetles (Coleoptera, Scolytidae) and associated beetle species in mature managed and old-growth boreal forests in southern Finland. *Forest Ecology and Management* 116: 233–245.
- Martikainen, P., Lappalainen, H. & Simola, H. 2000a. Kaskeaminen rikastuttaa Kolin hyönteismaailmaa. Teoksessa: Lovén, L. & Rainio, H. (toim.), Kolin perintö. Kaskisavusta kansallismaisemaan. Metsäntutkimuslaitos ja Geologian tutkimuskeskus. s. 72–77.
- Martikainen, P., Siitonen, J., Punttila, P., Kaila, L. & Rauh, J., 2000b. Species richness of Coleoptera in mature managed and old-growth boreal forests in southern Finland. *Biological Conservation* 94: 199–209.
- McCarthy, B.C. & Bailey, R.R. 1994. Distribution and abundance of coarse woody debris in a managed forest landscape of the central Appalachians. *Canadian Journal of Forest Research* 24: 1317–1329.
- McComb, W. & Lindenmayer, D. 1999. Dying, dead, and down trees. Teoksessa: Hunter, M.L. (toim.), *Maintaining Biodiversity in Forest Ecosystems*. Cambridge University Press, Cambridge. s. 335–372.
- Metsähallitus. 1924. Ohjauskirje Metsähallinnon Itä-Suomen piirikuntakonttorille. Oikeaksi todistettu jäljennös N:o 428/30162. Metsähallitus. Helsinki, 14.3.1924. 2 s.
- Metsätilastollinen vuosikirja 2003. Metsäntutkimuslaitos. SVT, Maa-, metsä- ja kalatalous 2003:45. 385 s.
- Metsätilastollinen vuosikirja 2005. Metsäntutkimuslaitos. SVT Maa-, metsä- ja kalatalous 2005:45 SVT Maa-, metsä- ja kalatalous 2005:45. 424 s.
- Moilanen, M. & Issakainen, J. 1984. Ojituksen, lannoituksen ja muokkauksen vaikutuksesta luontaiseen uudistumiseen piensararämeillä. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 133. 17 s.
- Muona, O. 1987. Metsänuudistamisen geneettiset vaikutukset. *Luonnon tutkija* 91: 25–29.
- Mälkönen, E. 1993. Kontrolloitu tulen käyttö maan käsittelyssä. Teoksessa: Piri, E. (toim.), Tuli metsän ekologisessa kierrossa. Metsäntutkimuslaitoksen 75-vuotisjuhlaretkely Kolilla 7.-8.6.1993. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 462: 15–18.
- Natura 2000 -alueiden hoidon ja käytön työryhmä. 2002. Natura 2000 -alueiden hoito ja käyttö. Työryhmän mietintö. Ympäristöministeriö. Suomen ympäristö 597: 1–84.
- Nieminen, E. 2006. Lahopuusta riippuvaisten lajien elinmahdollisuudet Kolin kansallispuistossa nyt ja tulevaisuudessa: Ennuste lahoppuun määrällisistä ja laadullisista muutoksista vuosina 2003–2063. Metsäympäristön hoidon ja suojelun *pro gradu*. Joensuun yliopisto, metsätieteellinen tiedekunta. 92 s.
- Nieminen, E. & Eerikäinen, K. 2006. Ennallistajan opas. Kokemuksia ja esimerkkejä elinympäristöjen ennallistamisesta Kolin kansallispuistossa. Metsäntutkimuslaitos, Joensuun toimintayksikkö, *LIFE to Koli* -hanke. Vammalan Kirjapaino Oy. 61 s.
- Niklasson, M. & Granström, A. 2000. Numbers and sizes of fires: long-term spatially explicit fire history in a Swedish boreal landscape. *Ecological Society of America. Ecology* 81: 1484–1499.
- Oinonen-Edén, E. 1991. Pielisjärven ja Juuan historia 1811–1864. Pielisjärven historia III. Lieksan kaupunki, Juuan kunta ja Pielisjärven ja Viekjärven seurakuntayhtymä. Sisälähetysseuran kirjapaino Raamattutalo. 399 s.

- Oliver, C.D. & Larson, B.C. 1996. Forest stand dynamics. Updated edition. John Wiley & Sons, Inc. New York. 520 s.
- Pennanen, J. 2002. Forest age distribution under mixed-severity fire regimes – a simulation-based analysis for middle boreal Fennoscandia. *Silva Fennica* 36: 213–231.
- Penttilä, R., Siitonen, J. & Kuusinen, M. 2004. Polypore diversity in managed and old-growth boreal *Picea abies* forests in southern Finland. *Biological Conservation* 117: 271–283.
- Pickett, S.T.A. & Parker, V.T. 1994. Avoiding the old pitfalls: Opportunities in a new discipline. *Restoration Ecology* 2: 75–79.
- Pietikäinen, J. 1999. Soil microbes in boreal forest humus after fire. Academic Dissertation in Forest Soil Science. Faculty of Agriculture and Forestry. University of Helsinki. Finnish Forest Research Institute, Research Papers 750. 50 s.
- Pitkänen, A. 1999. Palaeoecological study of the history of forest fires in eastern Finland. PhD Thesis. Joensuun yliopiston luonnontieteellisiä julkaisuja 58. 31 s.
- Puhakka, R. 2005. Matkailijoiden käsitys matkailun asemasta kansallispuistoissa. Teoksessa: Tuulentie, S. & Saarinen, J. (toim.), Kestävät käytännöt matkailun suunnittelussa ja kehittämisessä. Metlan työraportteja 20: 6–17.
- Pukkala, T. 2004. Monsu Metsäsuunnitteluohjelma. Versio 4. Ohjelmiston toiminta ja käyttö. 75 s.
- Pukkala, T., Kuuluvainen, T. & Stenberg, P. 1992. Below-canopy distribution of photosynthetically active radiation and its relation to seedling growth in a boreal Scots pine stand. A simulation approach. *Scandinavian Journal of Forest Research* 8: 313–325.
- Punttila, P. 2000. Metsien suojelualueverkon merkitys lahoppukovakuoriaisten elinkelpoisten populaatioiden säilymiselle Etelä-Suomessa. Teoksessa: Suojelualueverkon merkitys metsälajistolle: lehtojen putkilokasvit, metsien lahoppukovakuoriaiset, havu- ja sekametsän linnut. Suomen ympäristökeskus. Suomen ympäristö 440: 49–96.
- Purhonen, E.J. 1947. Tuulenkaadot taimettumisen edistäjinä. Metsänhoidon laudaturtyö metsätutkintoa varten. Helsingin yliopisto, Metsänhoitotieteen laitos. 59 s.
- Pyne, S.J. 1996. Wild hearth. A prolegomenon to the cultural fire history of Northern Eurasia. Teoksessa: Goldammer, J.G & Furyaev, V.V. (toim.), Fire in ecosystems of boreal Eurasia. Dordrecht 1996. *Forestry sciences* 48: 21–44.
- Päivänen, J. 1982. Physical properties of peat samples in relation to shrinkage upon drying. *Silva Fennica* 16: 247–265.
- Rassi, P., Alanen, A., Kanerva, T. & Mannerkoski, I. (toim.). 2001. Suomen lajien uhanalaisuus 2000. Ympäristöministeriö ja Suomen ympäristökeskus. Helsinki. 432 s.
- Reinikainen, A. 1984. Suotyypit ja ojituksen vaikutus pintakasvillisuuteen. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 156: 7–21.
- Renvall, P. 1995. Community structure and dynamics of wood-rotting Basidiomycetes on decomposing conifer trunks in northern Finland. *Karstenia* 35: 1–51.
- Rouvinen, S. 2002. Amount, diversity and spatio-temporal availability of dead wood in old forests in boreal Fennoscandia. Academic dissertation. Faculty of Forestry. University of Joensuu. 53 s.
- Rouvinen, S. & Kouki, J. 2002. Spatiotemporal availability of dead wood in protected old-growth forests: A case study from boreal forests in eastern Finland. *Scandinavian Journal of Forest Research* 17: 317–329.
- Rouvinen, S. & Kuuluvainen, T. 2001. Amount and spatial distribution of standing and downed dead trees in two areas of different fire history in a mature Scots pine forest. *Ecological Bulletins* 49: 115–127.

- Rouvinen, S., Kuuluvainen, T. & Siitonen, J. 2002. Tree mortality in a *Pinus sylvestris* dominated boreal forest landscape in Vienansalo wilderness, eastern Fennoscandia. *Silva Fennica* 36: 127–145.
- Ruokolainen, L. & Salo, K. 2006. The succession of boreal forest vegetation during ten years after slash-burning in Koli National Park, eastern Finland. *Annales Botanici Fennici* 43: 363–378.
- Rusanen, M., Vakkari, P. & Mattila, A. 1998. Metsien perinnöllinen monimuotoisuus. Teoksessa: Annala, E. (toim.), *Monimuotoinen metsä. Metsäluonnon monimuotoisuuden tutkimusohjelman väliraportti. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 705: 87–129.
- Saari, E. 1923. Forest fires in Finland with special reference to the state forests. *Suomen Metsätieteellinen seura* 26: 144–153.
- Sallantaus, T. 1986. Soiden metsä- ja turvetalouden vesistövaikutukset. Kirjallisuuskatsaus. Helsinki. Maa- ja metsätalousministeriö. Luonnonvarajulkaisuja 11. 203 s.
- Sallantaus, T., Vasander, H. & Laine, J. 1998. Metsätalouden vesistöhaittojen torjuminen ojitetuista soista muodostettujen puskurivyöhykkeiden avulla. *Suo* 49: 125–133.
- Salo, K. 1979. Mushrooms and mushroom yield on transitional peatlands in central Finland. *Annales Botanici Fennici* 16: 181–192.
- Salo, K. 1993. The composition and structure of macrofungus communities in boreal upland type forests and peatlands in North Karelia, Finland. *Karstenia* 33: 61–99.
- Samuelsson, J., Gustafsson, L. & Ingelög, T. 1994. Dying and dead trees – a review of their importance for biodiversity. Swedish Threatened Species Unit, Uppsala. 109 s.
- Sannikov, S.N. & Goldammer, J.G. 1996. Fire ecology of pine forests of northern eurasia. Teoksessa: Goldammer, J.G. & Furyaev, V.V. (toim.), *Fire in ecosystems of boreal Eurasia*. Dordrecht 1996. *Forestry Sciences* 48: 151–167.
- Segerström, U., Bradshaw, R., Hörnberg, G. & Bohlin, E. 1994. Disturbance history of a swamp forest refuge in northern Sweden. *Biological Conservation* 68: 189–196.
- Seppä, H., Lindholm, T. & Vasander, H. 1993. Metsäojitettujen soiden luonnontilan palauttaminen. *Metsähallituksen luonnon-suojelujulkaisuja. Sarja A* 7. 80 s.
- Shafizadeh, F. 1968. Pyrolysis and combustion of cellulosic materials. *Advances in Carbohydrate Chemistry* 23: 419–474.
- Siitonen, J. 1994. Decaying wood and saproxylic Coleoptera in two old spruce forests: a comparison based on two sampling methods. *Annales Zoologici Fennici* 31: 89–95.
- Siitonen, J. 1998. Lahopuun merkitys metsäluonnon monimuotoisuudelle – kirjallisuuskatsaus. Teoksessa: Annala, E. (toim.), *Monimuotoinen metsä: Metsäluonnon monimuotoisuuden tutkimusohjelman väliraportti. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 705: 131–161.
- Siitonen, J. 2001a. Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as an example. *Ecological Bulletins* 49: 11–41.
- Siitonen, J. 2001b. Luonnonmetsähanke, tarkistusmittaukset 2001–02, maastotyöohje. Metsäntutkimuslaitos. 5 s.
- Siitonen, J. & Martikainen, P. 1994. Occurrence of rare and threatened insects living on decaying *Populus tremula*: a comparison between Finnish and Russian Karelia. *Scandinavian Journal of Forest Research* 9: 185–191.
- Siitonen, J., Martikainen, P., Kaila, L., Nikula, A. & Punttila, P. 1995. Kovakuoriaislajiston monimuotoisuus eri tavoin käsitellyillä metsäalueilla Suomessa ja Karjalan tasavallassa. Teoksessa: Hannelius, S. & Niemelä, P. (toim.), *Monimuotoisuus metsien hoidossa. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 564: 43–63.

- Siitonen, J., Martikainen, P., Punttila, P. & Rauh, J. 2000. Coarse woody debris and stand characteristics in mature managed and old-growth boreal mesic forests in southern Finland. *Forest Ecology and Management* 128: 211–225.
- Siitonen, J., Kaila, L., Kuusinen, M., Martikainen, P., Penttilä, R., Punttila, P. & Rauh, J. 2001a. Vanhojen talousmetsien ja luonnonmetsien rakenteen ja lajiston erot Etelä-Suomessa. Teoksessa: Siitonen, J. (toim.), *Monimuotoinen metsä: Metsäluonnon monimuotoisuuden tutkimusohjelman loppuraportti*. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 812: 25–53.
- Siitonen, J., Penttilä, R. & Kotiranta, H. 2001b. Coarse woody debris, polyporous fungi and saproxylic insects in an old-growth spruce forest in Vodlozero National Park, Russian Karelia. *Ecological Bulletins* 49: 231–242.
- Similä, M., Kouki, J. & Martikainen, P. 2003. Saproxylic beetles in managed and seminatural Scots pine forests: quality of dead wood matters. *Forest Ecology and Management* 174: 365–381.
- Sippola, A.-L. 2001. Forest structure and biodiversity in northern boreal forests: Effects of regeneration cutting on flying beetles and wood-decomposing fungi. Doctoral dissertation. University of Lapland. Arctic Centre Reports 35. 62 s. + liitteet.
- Sirén, G. 1955. The development of spruce forest on raw humus site in northern Finland and its ecology. Suomen metsätieteellinen seura. *Acta Forestalia Fennica* 62: 1–363.
- Spies, T.A., Franklin, J.F. & Thomas, T.B. 1988. Coarse woody debris in douglas-fir forests of western Oregon and Washington. *Ecology* 69: 1689–1702.
- Syrjänen, K., Kalliola, R., Puolasmaa, A. & Mattson, J. 1994. Landscape structure and forest dynamics in subcontinental Russian European taiga. *Annales Zoologici Fennici* 31: 19–34.
- Söderström, L. & Jonsson, B.G. 1989. Spatial pattern and dispersal in the leafy hepatic *Ptilidium pulcherrimum*. *Journal of Bryology* 15: 793–802.
- Söderström, L., Hallingbäck, T., Gustafsson, L., Cronberg, N. & Hedenäs, L. 1992. Bryophyte conservation for the future. *Biological Conservation* 59: 265–270.
- Tanskanen, M. 2000. Näkyvän takana. Tutkimus metsäojitetun suomalaisen kulttuurisuudesta. Joensuun yliopisto – Maantieteen laitos. Julkaisuja 8. 224 s.
- Tikkanen, O.-P., Martikainen, P., Hyvärinen, E., Junninen, K. & Kouki, J. 2006. Red-listed boreal forest species of Finland: associations with forest structure, tree species, and decaying wood. *Annales Zoologici Fennici* 43: 373–383.
- Tolonen, K., Grönlund, E., Simola, H. & Taavitsainen, J.-P. 1991. Pohjois-Savon ja Ylä-Karjalan asutus- ja viljelyhistorian paleoekologinen tutkimus. Loppuraportti Suomen Akatemian tieteen keskustuimikunnalle. 69 s.
- Tomppo, E. 2000. Kasvupaikat ja puusto. Teoksessa: Reinikainen, A., Mäkipää, R., Vanha-Majamaa, I. & Hotanen, J.-P. (toim.), *Kasvit muuttuvassa metsäluonnossa*. Tammi. s. 60–83.
- Tonteri, T. & Siitonen, J. 2001. Lahopuu talousmetsissä valtakunnan metsien 9. inventoinnin tulosten mukaan – vertailu luonnonmetsiin. Teoksessa: Siitonen, J. (toim.), *Monimuotoinen metsä: Metsäluonnon monimuotoisuuden tutkimusohjelman loppuraportti*. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 812: 57–72.
- Tukia, H. 2000. Metsien ennallistaminen suojelualueilla – lähtötilanne 1995. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A: 118. 148 s.
- Tukia, H. 2001. Metsien ennallistamisen ekologiaa. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A:124. Toinen painos. 68 s.

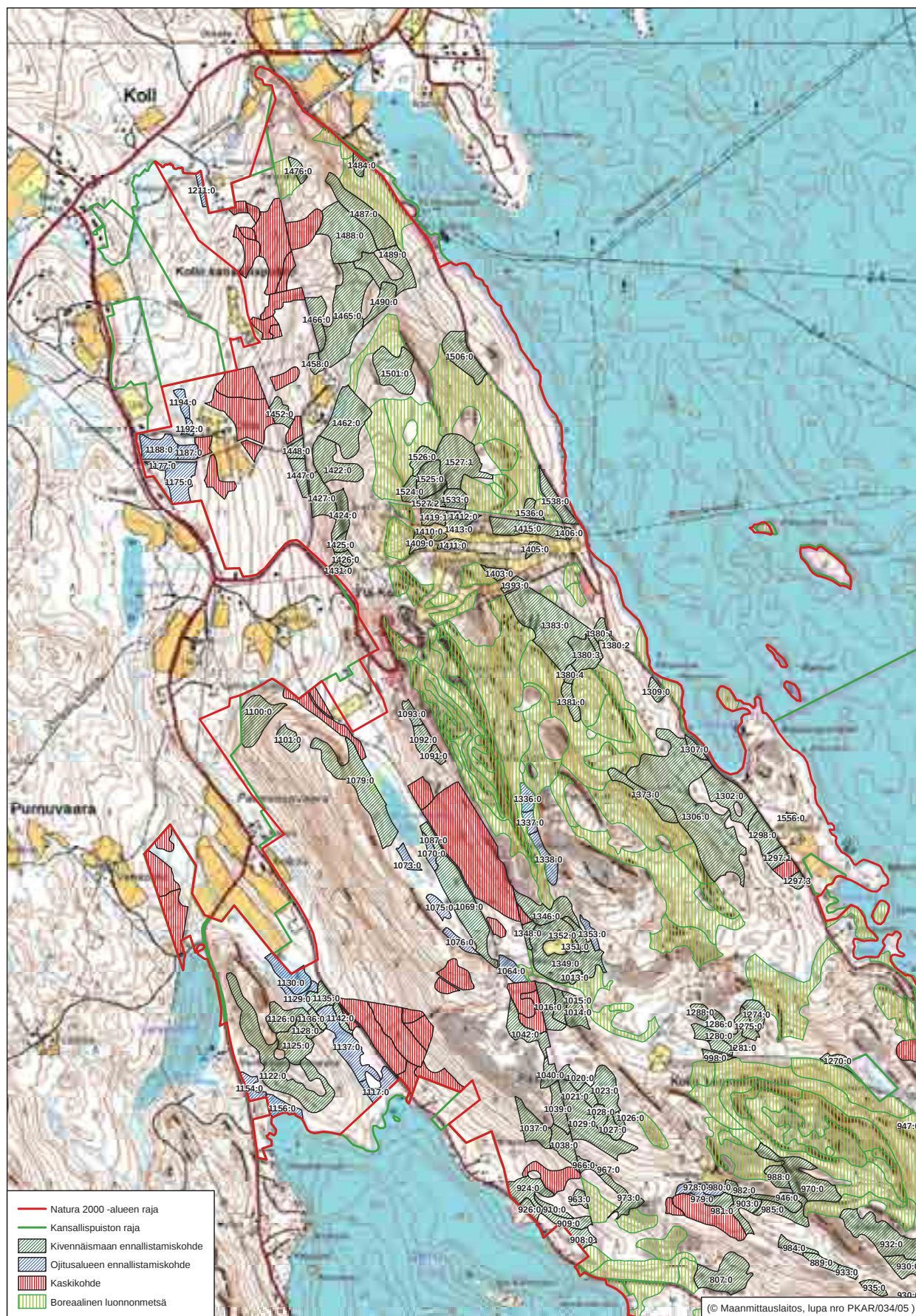
- Tukia, H., Hokkanen, M., Jaakkola, S., Kallonen, S., Kurikka, T., Leivo, A., Lindholm, T., Suikki, A., Virolainen, E. 2001. Metsien ennallistamisopas. Vantaa. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja B: 58. 87 s.
- Tutkimusmetsäpalvelut. 1997. Kolin kansallispuiston ja Kolilta suojeltaviksi hankittujen alueiden runko-suunnitelma. Metsäntutkimuslaitos, Joensuun tutkimusasema, Tutkimusmetsäpalvelut. Oy Edita Ab. 19 s.
- Törn, A., Tolvanen, A. & Siikamäki, P. 2005. Paikallisväestö, luonnonsuojelu ja matkailu Koillismaalla. Teoksessa: Tuulentie, S. & Saarinen, J. (toim.), Kestävät käytännöt matkailun suunnittelussa ja kehittämisessä. Metlan työraportteja 20: 18–27.
- Uggla, E. 1973. Fire ecology in Swedish forests. Teoksessa: Proceedings of the Tall Timbers Fire Ecology Conference, March 22–23, 1973. Meeting in Tallahassee, Florida. No 13: 171–190.
- Uotila, A., Maltamo, M., Uutera, J. & Isomäki, A. 2001. Stand structure in semi-natural and managed forests in eastern Finland and Russian Karelia. Ecological Bulletins 49: 149–158.
- Uotila, A., Kouki, J., Kontkanen, H. & Pulkkinen, P. 2002. Assessing the naturalness of boreal forests in eastern Fennoscandia. Forest Ecology and Management 161: 257–277.
- Vanha-Majamaa, I. 1998. Tulen vaikutus taimettumiseen, aluskasvillisuuden sukkessioon ja sienilajistoon. Teoksessa: Annala, E. (toim.), Monimuotoinen metsä. Metsäluonnon monimuotoisuuden tutkimusohjelman väliraportti. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 705: 99–129.
- Vasander, H. 1990. Plant biomass, its production and diversity on virgin and drained southern boreal mires. Helsingin yliopiston kasvitieteen laitoksen julkaisuja 18. Academic dissertation. 16 s.
- Vasander, H., Tuittila, E.-S., Lode, E., Lundin, L., Ilomets, M., Sallantausta, T., Heikkilä, R., Pitkänen, M.-L. & Laine, J. 2003. Status and restoration of peatlands in northern Europe. Wetlands Ecology and Management 11: 51–63.
- Verry, S.E. 1988. The hydrology of wetlands and man's influence on it. Proceedings of the international symposium on the hydrology of wetland in temperate and cold regions, Vol 2. Publications of the Academy of Finland 5/1988: 41–61.
- Vesiläki 19.5.1961/264. 1961.
- Virkkala, R., Korhonen, K.T., Haapanen, R. & Aapala, K. 2000. Metsien ja soiden suojelutilanne metsä- ja suokasvillisuusvyöhykkeittäin valtakunnan metsien 8. inventoinnin perusteella. Suomen ympäristö 395. Suomen ympäristökeskus ja Metsäntutkimuslaitos. Oy Edita Ab, Helsinki. 52 s.
- Viro, P.J. 1974. Effects of forest fire on soil. Teoksessa: Kozłowski, T.T. & Ahlgren, C.E. (toim.), Fire and Ecosystems. New York Academic Press. s. 7–44.
- Wallenius, T. H., Kuuluvainen, T. & Vanha-Majamaa, I. 2004. Fire history in relation to site type and vegetation in Vienansalo wilderness in eastern Fennoscandia, Russia. Canadian Journal of Forest Research 34: 1400–1409.
- Wikars, L.-O. 1997. Effects of forest fire and the ecology of fire-adapted insects. Uppsala. Acta Universitatis Upsaliensis Comprehensive summaries of Uppsala dissertations from the Faculty of Science and Technology 272. 35 s.
- Zackrisson, 1977. Influence of forest fires on the North Swedish boreal forest. Oikos 29: 22–32.
- Östlund, L., Zackrisson, O. & Axelsson, A.-L. 1997. The history and transformation of a Scandinavian boreal forest landscape since the 19th century. Canadian Journal of Forest Research 27: 1198–1206

Liitteet

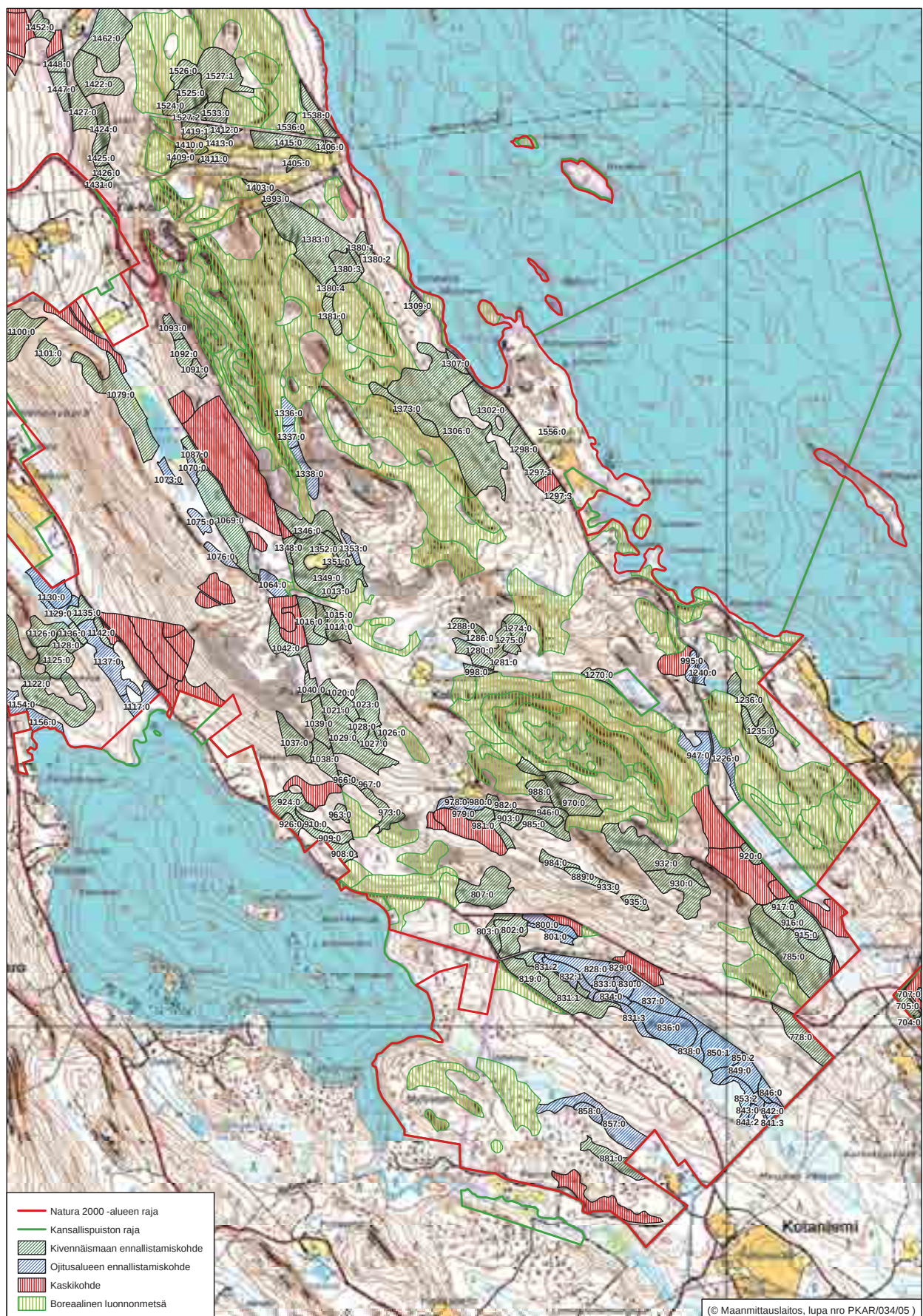
Liite 1: Kolin kansallispuiston kivennäismaiden ja ojitusalueiden ennallistamiskohteet, kaskialueet ja boreaaliset luonnonmetsät.

Liite 2: Listaus ennallistamisohjelman kohteista, kohteiden puustotunnukset sekä suositukset koskien toteutusjaksoa (1 = vuodet 2003–2006, 2 = vuodet 2007–2010 ja 3 = vuodet 2011–2022) ja ennallistamisessa käytettävää menetelmää (1 = lahopuun lisääminen ja pienaukottaminen, 2 = polttokäsittely, 3 = ojitusalueen vesitalouden järjestelyt ja puustokäsittelyt).

Liite 3: Toteutuksen ennakosuunnittelu- ja seurantalomake 01.

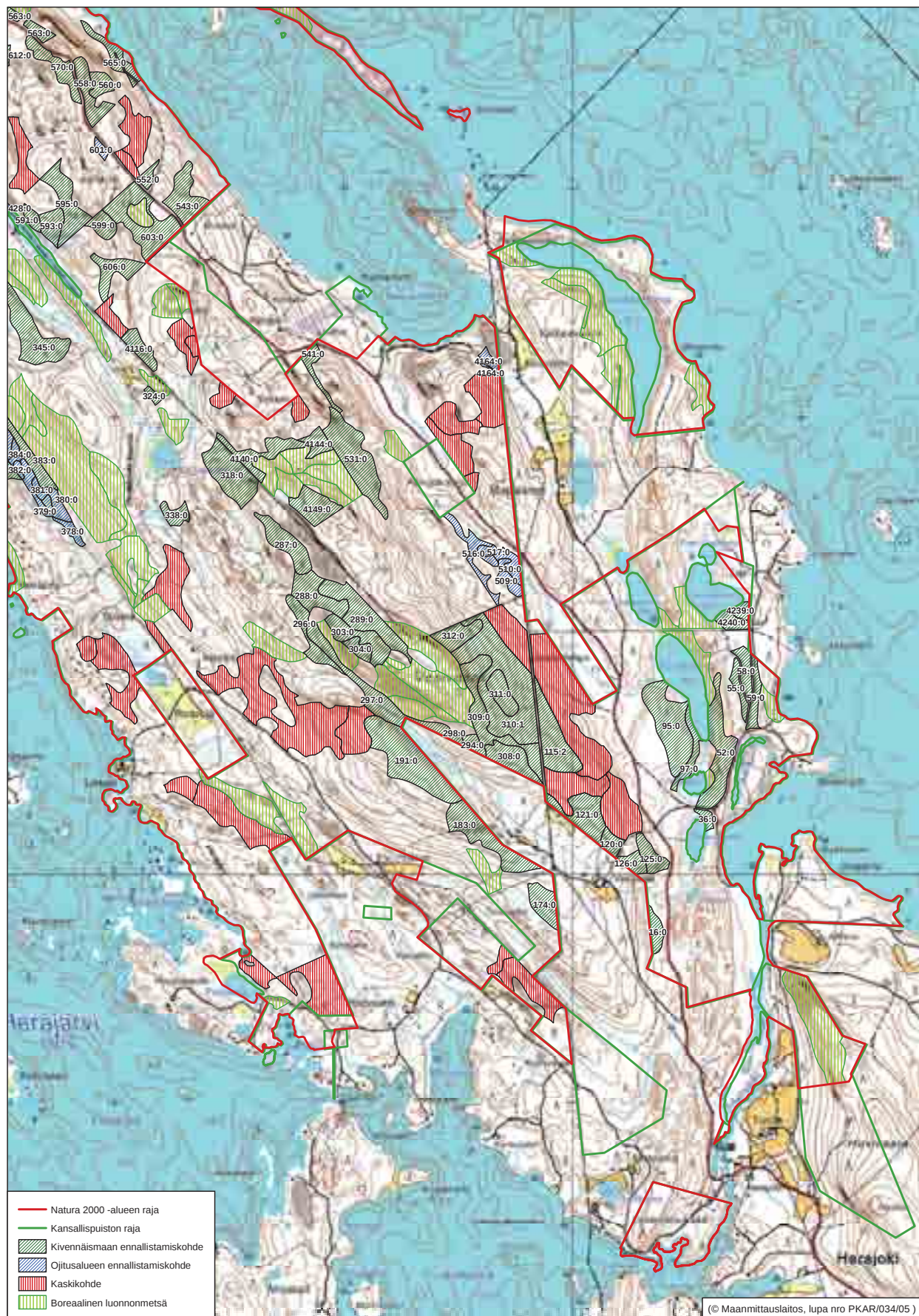


Liite 1





Liite 1



Kuvio	Osakuvio(t)	Ha	Pääpuulaji	$V_e, m^3 ha^{-1}$	$V_k, m^3 ha^{-1}$	T_{Hdom}, v	Menetelmä ^(a)	Jakso ^(b)	Lisämääre
16	0	0,84	kuusi	357,2	1,9	65		2	3
36	0	0,40	mänty	195,5	3,9	42		2	3
52	0	3,95	mänty	171,4	1,1	42		2	3
55	0	0,75	mänty	84,0	0,0	40		2	3
58	0	1,03	mänty	73,1	1,2	44		2	3
59	0	1,09	mänty	121,9	0,2	39		2	3
95	0	4,85	mänty	80,9	0,1	39		2	3
97	0	1,13	mänty	112,8	0,5	43		2	3
115	2	3,54	rauduskoivu	99,2	2,1	33		2	3
120	0	0,77	mänty	325,7	36,5	52		2	3
121	0	2,66	mänty	249,6	6,2	40		2	3
125	0	1,22	mänty	151,6	1,1	40		2	3
126	0	0,78	mänty	205,9	7,5	40		2	3
174	0	1,73	mänty	305,2	14,9	46		1	3
183	0	3,87	mänty	297,1	7,2	43		1	3
191	0	6,25	mänty	73,9	0,6	20		1	3
287	0	2,31	pihlaja	52,1	1,1	19		1	3
288	0	2,50	kuusi	122,7	2,1	41		1	3
289	0	3,76	pihlaja	62,2	0,8	20		1	3
294	0	0,60	kuusi	191,4	1,6	54		2	3
296	0	1,60	kuusi	57,9	0,4	23		2	3
297	0	3,61	harmaaleppä	69,4	1,6	22		2	3
298	0	0,27	harmaaleppä	50,3	1,6	22		2	3
303	0	2,17	kuusi	183,9	2,1	58		1	3
304	0	0,76	mänty	270,3	11,9	46		1	3
308	0	2,04	mänty	220,9	4,5	41		1	3
309	0	3,82	kuusi	44,6	0,7	22		1	3
310	1	8,76	kuusi	146,7	7,1	45		2	3
311	0	1,51	pihlaja	33,4	1,7	17		2	3
312	0	1,62	kuusi	58,4	0,5	22		2	3
318	0	3,70	pihlaja	39,6	0,2	16		2	3
324	0	0,30	rauduskoivu	292,8	5,9	77		1	3
338	0	0,85	mänty	46,5	0,9	17		2	3
345	0	5,10	mänty	56,7	1,6	18		2	3
349	0	0,90	kuusi	459,6	8,5	72		1	1
375	0	0,77	mänty	38,1	3,5	21		2	3
376	0	0,95	mänty	158,8	1,5	31		2	3
377	0	0,47	mänty	199,2	1,4	29		2	3
378	0	0,51	hieskoivu	138,0	9,9	52		3	3
379	0	1,53	mänty	84,6	0,9	122		3	3
380	0	0,24	mänty	0,0	0,0	17		3	3
381	0	0,36	hieskoivu	154,0	7,4	80		3	3
382	0	0,21	mänty	0,2	0,3	25		3	3
383	0	1,55	mänty	59,8	1,8	21		2	3
384	0	0,37	mänty	58,8	4,2	21		3	3
385	0	1,26	hieskoivu	134,1	5,4	42		3	3
386	0	1,37	mänty	89,6	5,9	47		3	3
387	0	0,56	mänty	193,1	5,6	33		2	3
388	0	0,73	kuusi	142,6	2,9	30		2	3
392	0	0,24	hieskoivu	0,8	0,7	32		3	3
394	0	1,60	mänty	38,7	1,2	21		2	3
395	0	2,01	rauduskoivu	55,2	0,6	17		2	3
396	0	0,77	mänty	153,5	3,8	47		3	3
397	0	0,55	mänty	172,7	1,6	32		2	3
398	0	0,52	hieskoivu	76,2	0,2	37		3	3
399	0	3,57	mänty	74,4	0,9	77		3	3
400	0	1,31	mänty	34,9	2,2	22		2	3
401	0	1,07	kuusi	138,9	0,9	42		2	3
418	0	1,27	mänty	94,0	2,0	46		2	3
424	0	0,72	kuusi	166,0	2,6	62		3	1
426	0	0,64	mänty	74,2	2,8	66		3	1
427	0	0,23	hieskoivu	0,8	0,0	68		3	1
428	0	2,03	hieskoivu	231,7	8,9	58		3	1
429	0	0,49	hieskoivu	138,8	0,4	55		3	1
431	0	6,91	kuusi	139,6	5,9	43		2	3 Koejärjestely - toteutus koetoiminnan päätyttyä
441	0	0,80	hieskoivu	199,8	7,0	53		3	3
442	0	2,68	mänty	64,0	0,3	50		3	3
447	0	1,95	hieskoivu	170,2	6,2	52		3	3
448	0	0,70	mänty	132,7	7,5	56		3	3
449	0	1,15	mänty	65,5	1,7	41		3	3
451	0	0,33	kuusi	125,9	5,1	44		1	3
452	0	5,86	mänty	130,4	1,3	41		2	3
485	0	1,05	mänty	46,4	0,5	78		3	1
486	0	0,15	mänty	3,8	0,4	68		3	1
503	0	0,59	mänty	141,8	1,9	116		3	1
504	0	1,61	mänty	42,3	0,5	98		3	1
509	0	0,77	kuusi	149,8	4,9	36		3	3
510	0	0,95	hieskoivu	141,2	2,1	57		3	3
516	0	1,66	hieskoivu	31,5	2,1	22		3	3
517	0	0,28	mänty	199,5	41,4	69		3	3

Muuttujat: V_e = elävien puiden kokonaisrunkotilavuus, V_k = kuolleiden puiden kokonaisrunkotilavuus, T_{Hdom} = valtapuuston ikä

^(a) 1 = lahoppuun lisääminen ja pienaukottaminen, 2 = polttokäsittely, 3 = ojitusalueen vesitalouden järjestelyt ja puustokäsittely

^(b) 1 = vuodet 2003-2006, 2 = vuodet 2007-2010 ja 3 = vuodet 2011-2022

Liite 2

Kuvio	Osakuvio(t)	Ha	Pääpuulaji	$V_e, m^3 ha^{-1}$	$V_k, m^3 ha^{-1}$	T_{Hdom}, v	Menetelmä ^(a)	Jakso ^(b)	Lisämäärä
531	0	4,72	kuusi	269,9	20,2	88	1	3	
541	0	0,89	kuusi	276,7	10,8	63	1	3	
543	0	2,52	kuusi	185,0	2,7	54	1	1	
552	0	0,48	kuusi	189,4	6,1	50	1	1	
558	0	1,86	pihlaja	32,3	1,5	17	2	1	
560	0	0,88	kuusi	270,2	3,7	61	1	1	
563	0	1,61	pihlaja	44,0	1,3	17	2	1	
565	0	1,44	kuusi	374,6	9,7	55	1	1	
570	0	1,80	pihlaja	50,8	2,0	17	1	1	
587	0	0,36	kuusi	34,5	0,0	22	1	1	
591	0	0,53	mänty	26,2	0,2	26	1	1	
593	0	1,24	hieskoivu	71,6	2,4	27	1	1	
595	0	2,76	harmaaleppä	37,2	0,7	27	1	1	
599	0	1,02	kuusi	40,5	1,2	17	1	1	
601	0	0,32	hieskoivu	33,8	2,0	37	3	3	
603	0	4,34	kuusi	178,2	6,3	45	1	1	
606	0	1,80	kuusi	180,3	9,1	45	1	1	
612	0	0,25	rauduskoivu	40,8	0,2	17	1	1	
613	1-2	3,78	harmaaleppä	111,5	4,7	27	1	1	
615	0	2,69	kuusi	162,2	1,8	32	1	1	
619	0	2,66	kuusi	200,9	3,8	32	1	1	
620	0	4,56	harmaaleppä	121,8	5,6	39	1	1	
626	0	1,38	mänty	183,3	7,3	37	2	1	
660	0	1,22	mänty	212,4	11,4	39	1	3	
663	0	2,42	kuusi	162,3	5,0	46	1	3	
664	0	0,44	mänty	219,5	6,4	37	1	3	
665	0	2,58	mänty	191,9	3,6	37	1	3	
670	0	4,04	kuusi	59,4	4,1	22	1	3	
676	0	0,71	kuusi	72,7	1,1	22	2	2	
693	0	0,80	kuusi	197,8	3,0	40	2	2	
695	0	1,03	kuusi	68,8	0,5	22	2	2	
699	0	0,15	kuusi	106,0	1,5	44	1	2	
700	0	0,18	kuusi	120,3	0,1	41	1	2	
704	0	1,17	kuusi	129,6	1,4	32	1	1	
705	0	0,58	haapa	66,4	2,9	22	2	2	
707	0	1,93	kuusi	172,8	5,4	42	3	3	
710	0	0,36	kuusi	171,0	8,9	39	1	2	
713	0	0,22	kuusi	104,1	0,7	37	1	2	
714	0	1,36	kuusi	143,2	15,0	41	2	2	
715	0	0,71	kuusi	210,6	6,9	46	2	2	
718	0	2,95	kuusi	152,3	4,7	41	2	2	
725	0	1,08	kuusi	172,6	12,6	45	1	2	
732	0	1,17	haapa	58,0	1,5	18	1	2	
744	0	1,09	mänty	96,5	7,0	24	2	2	
757	0	4,37	mänty	60,7	4,1	24	2	3	
767	0	2,10	mänty	70,7	0,8	24	2	3	
769	0	0,40	kuusi	88,5	1,7	31	2	2	
773	0	2,97	kuusi	217,1	16,1	37	2	3	
774	0	0,59	kuusi	220,7	7,0	36	2	3	
776	0	0,61	kuusi	180,2	27,0	48	2	3	
778	0	2,13	mänty	43,2	1,9	24	2	3	
785	0	5,56	kuusi	44,3	1,4	42	2	3	
800	0	1,00	mänty	43,3	3,6	32	3	2	
801	0	0,51	mänty	117,1	1,8	52	3	2	
802	0	1,77	mänty	84,5	1,0	30	2	1	
803	0	0,82	mänty	253,1	3,7	50	2	1	
807	0	2,88	mänty	39,4	1,1	21	2	2	
819	0	1,75	mänty	38,6	4,3	23	2	1	
828	0	2,03	mänty	190,9	3,8	83	3	1	
829	0	0,17	kuusi	245,7	0,7	68	3	1	
830	0	0,55	mänty	221,2	2,6	42	3	1	
831	1	3,04	mänty	210,1	2,3	48	2	1	
831	2-3	0,93	mänty	210,1	2,3	48	3	1	
832	1	1,26	mänty	175,4	2,3	52	3	1	
832	2	0,21	mänty	175,4	2,3	52	2	1	
833	0	0,58	kuusi	340,7	19,0	67	3	1	
834	0	0,60	mänty	244,2	1,3	85	3	1	
836	0	2,97	mänty	152,2	2,3	73	3	1	
837	0	1,73	mänty	240,3	11,1	92	3	1	
838	0	1,23	kuusi	231,5	4,0	75	3	1	
841	2-3	0,31	kuusi	180,5	2,1	37	3	1	
842	0	0,43	kuusi	264,1	1,7	70	3	1	
843	0	0,30	kuusi	86,3	1,5	47	3	1	
844	0	0,12	hieskoivu	162,6	2,2	45	3	1	
846	0	0,49	mänty	166,0	2,9	32	3	1	
849	0	1,70	mänty	205,9	2,7	121	3	1	
850	1-2	2,11	mänty	43,7	1,1	39	3	1	
853	2	0,89	mänty	91,2	1,0	106	3	1	
857	0	2,98	kuusi	298,2	3,0	98	3	3	
858	0	0,53	kuusi	380,8	5,1	96	3	3	

Muuttujat: V_e = elävien puiden kokonaisrunkotilavuus, V_k = kuolleiden puiden kokonaisrunkotilavuus, T_{Hdom} = valtapuuston ikä

^(a) 1 = lahoppuun lisääminen ja pienaukottaminen, 2 = polttokäsittely, 3 = ojitusalueen vesitalouden järjestelyt ja puustokäsittely

^(b) 1 = vuodet 2003-2006, 2 = vuodet 2007-2010 ja 3 = vuodet 2011-2022

Kuvio	Osakuvio(t)	Ha	Pääpuulaji	$V_e, m^3 ha^{-1}$	$V_k, m^3 ha^{-1}$	T_{Hdom}, v	Menetelmä ^(a)	Jakso ^(b)	Lisämääre
881	0	1,45	kuusi	191,2	2,2	61		1	3
889	0	0,59	kuusi	324,9	1,7	57		1	1
903	0	1,09	mänty	183,7	2,9	35		2	3 Koejärjestely - toteutus koetoiminnan päätyttyä
908	0	0,72	hieskoivu	106,9	3,8	27		2	3
909	0	0,85	kuusi	151,5	5,9	42		2	3
910	0	0,44	mänty	223,3	9,4	43		2	3
915	0	0,35	hieskoivu	317,2	3,1	84		3	1
916	0	2,76	kuusi	308,6	2,3	84		2	1
917	0	0,58	rauduskoivu	88,0	2,6	27		2	3
920	0	0,38	lehtikuusi	164,8	5,4	34		1	2 Lehtikuusitarvepuun otto harvennuksin
924	0	1,60	kuusi	213,9	2,2	44		2	2
926	0	0,44	mänty	204,8	5,0	37		2	3
930	0	2,63	mänty	197,6	6,1	42		2	1
932	0	4,31	mänty	128,8	2,3	41		2	1
933	0	0,32	mänty	272,1	22,7	55		1	1
935	0	0,51	kuusi	229,6	2,4	42		2	3
946	0	0,71	kuusi	53,7	0,3	42		1	3
947	0	1,45	mänty	203,8	1,1	82		3	3
963	0	0,42	mänty	130,1	0,6	32		2	3
966	0	0,25	rauduskoivu	196,2	9,2	31		2	3
967	0	0,19	kuusi	47,7	0,3	65		1	3
970	0	3,15	kuusi	277,6	5,0	64		1	1
973	0	1,08	rauduskoivu	172,7	3,3	31		1	3
978	0	0,55	mänty	156,2	3,5	33		3	1
979	0	0,27	kuusi	27,3	0,9	36		3	1
980	0	0,22	mänty	225,5	2,7	39		3	1
981	0	0,54	kuusi	69,5	0,3	33		1	1
982	0	0,54	kuusi	234,5	3,4	42		1	1
984	0	0,60	mänty	164,7	2,6	46		2	3
985	0	1,45	rauduskoivu	63,9	1,1	26		2	3
988	0	0,76	kuusi	187,2	4,8	44		1	3
995	0	0,40	kuusi	316,2	2,4	83		3	3
998	0	0,47	kuusi	32,8	0,1	33		2	3
1013	0	0,24	kuusi	574,1	11,5	65		1	3
1014	0	1,12	kuusi	366,8	10,1	57		1	3
1015	0	0,67	mänty	157,4	72,5	56		1	3
1016	0	1,33	kuusi	299,9	4,2	64		1	3
1020	0	0,60	siperian lehtiku	472,1	182,7	59		2	3
1021	0	0,50	Larix decidua	264,8	42,9	55		2	3
1023	0	1,73	mänty	273,7	16,3	54		1	3
1026	0	0,23	mänty	296,4	10,4	53		1	3
1027	0	0,64	siperian lehtiku	412,5	115,3	52		2	3
1028	0	0,51	kuusi	493,5	2,1	65		2	3
1029	0	3,80	kuusi	283,1	6,4	43		2	3
1037	0	1,58	harmaaleppä	65,4	2,7	23		2	3
1038	0	1,31	kuusi	127,1	3,9	32		2	3
1039	0	1,12	kuusi	79,6	1,3	34		2	3
1040	0	0,63	rauduskoivu	60,6	0,5	18		2	3
1042	0	1,52	pihlaja	20,7	0,8	16		1	3
1064	0	0,80	hieskoivu	136,5	4,5	41		3	3
1069	0	4,14	hieskoivu	55,1	1,0	36		1	3
1070	0	0,48	kuusi	216,1	8,3	70		3	3
1073	0	0,46	mänty	83,4	3,9	80		3	3
1075	0	0,53	kuusi	22,2	0,0	36		3	3
1076	0	0,52	paju	0,7	0,0	21		3	3
1079	0	4,86	kuusi	146,5	11,9	46		2	3
1087	0	0,55	hieskoivu	153,5	3,9	36		2	3
1091	0	0,36	kuusi	181,8	7,4	41		1	2 Koetoiminta, demonstraatiokohde
1092	0	0,81	kuusi	400,9	19,6	61		1	2 Koetoiminta, demonstraatiokohde
1093	0	0,49	kuusi	260,6	4,2	46		1	2 Koetoiminta, demonstraatiokohde
1100	0	2,45	kuusi	327,1	5,6	61		1	3
1101	0	0,76	kuusi	121,5	4,8	41		1	3
1117	0	0,96	mänty	281,5	4,4	67		3	2
1122	0	6,03	mänty	80,7	3,2	20		2	2
1125	0	1,73	kuusi	202,5	1,5	47		2	2
1126	0	1,58	kuusi	54,5	0,7	19		2	2
1128	0	0,59	mänty	78,4	17,1	20		2	2
1129	0	0,56	mänty	148,5	5,3	75		3	2
1130	0	1,48	mänty	37,3	0,7	62		3	2
1135	0	0,93	mänty	96,1	7,3	21		2	2
1136	0	0,31	hieskoivu	32,1	0,4	22		1	2
1137	0	2,59	rauduskoivu	45,9	0,4	22		3	2
1142	0	0,42	harmaaleppä	89,2	7,4	21		2	2
1154	0	0,65	rauduskoivu	207,3	10,1	51		3	2
1156	0	0,87	mänty	45,5	3,8	44		3	2
1175	0	1,83	paju	18,5	0,5	31		3	2
1177	0	0,32	hieskoivu	103,2	14,4	36		3	2
1187	0	0,55	paju	16,3	0,4	31		3	2
1188	0	1,53	hieskoivu	175,7	1,3	41		3	2
1192	0	0,25	paju	25,1	0,3	31		3	2

Muuttujat: V_e = elävien puiden kokonaisrunkotilavuus, V_k = kuolleiden puiden kokonaisrunkotilavuus, T_{Hdom} = valtapuuston ikä

^(a) 1 = lahoppuun lisääminen ja pienaukottaminen, 2 = polttokäsittely, 3 = ojitusalueen vesitalouden järjestelyt ja puustokäsittelyt

^(b) 1 = vuodet 2003-2006, 2 = vuodet 2007-2010 ja 3 = vuodet 2011-2022

Liite 2

Kuvio	Osakuvio(t)	Ha	Pääpuulaji	$V_e, m^3 ha^{-1}$	$V_k, m^3 ha^{-1}$	T_{Hdom}, v	Menetelmä ^(a)	Jakso ^(b)	Lisämääre
1194	0	0,46	hieskoivu	193,1	17,6	46	3	2	
1211	0	0,34	mänty	73,1	0,4	29	3	3	
1226	0	1,09	hieskoivu	220,8	3,5	56	3	3	
1235	0	1,40	kuusi	57,1	1,8	31	2	3	
1236	0	1,42	mänty	60,7	2,6	26	2	3	
1240	0	0,50	kuusi	190,5	5,6	85	3	3	
1270	0	0,52	harmaaleppä	47,2	0,3	21	1	3	
1274	0	0,89	kuusi	289,7	7,0	41	2	3	
1275	0	0,75	mänty	48,4	16,5	34	2	3	
1280	0	1,09	mänty	201,6	12,5	36	1	3	
1281	0	0,51	kuusi	29,3	0,3	37	2	3	
1286	0	0,19	kuusi	183,7	9,1	103	2	3	
1288	0	0,40	mänty	146,2	2,5	41	2	3	
1297	1 ja 3	1,09	rauduskoivu	207,7	10,7	31	1	1	
1298	0	1,41	rauduskoivu	211,7	3,2	56	1	1	
1302	0	2,79	kuusi	208,5	3,0	51	2	1	
1306	0	12,52	kuusi	168,9	6,8	70	1	3	Koejärjestely - toteutus koetoiminnan päätyttyä
1307	0	0,42	rauduskoivu	137,6	7,2	31	1	1	
1309	0	0,47	rauduskoivu	234,6	21,6	36	1	3	Koejärjestely - toteutus koetoiminnan päätyttyä
1336	0	0,62	kuusi	295,8	31,9	100	3	3	
1337	0	0,43	kuusi	228,2	26,2	80	3	3	
1338	0	1,01	kuusi	56,7	3,0	55	3	1	
1346	0	2,07	hieskoivu	215,1	34,8	101	1	2	
1348	0	0,39	rauduskoivu	240,6	21,2	47	1	2	
1349	0	4,74	rauduskoivu	259,9	6,3	75	1	2	
1351	0	0,20	rauduskoivu	104,9	0,2	69	1	2	
1352	0	0,56	kuusi	197,4	10,3	49	1	1	
1353	0	0,44	rauduskoivu	276,2	1,5	79	3	3	
1373	0	1,38	kuusi	267,8	10,9	78	1	2	
1380	1-4	2,67	rauduskoivu	216,2	5,4	35	1	1	
1381	0	0,72	kuusi	77,4	1,0	30	1	1	
1383	0	6,20	kuusi	325,8	1,3	66	2	1	
1393	0	0,38	kuusi	560,2	10,1	47	1	1	
1403	0	0,41	kuusi	430,3	10,6	63	1	2	
1405	0	0,31	rauduskoivu	320,1	9,3	105	1	2	
1406	0	0,12	kuusi	295,1	3,5	48	1	1	
1409	0	0,43	kuusi	204,0	1,9	67	1	2	
1410	0	0,22	kuusi	154,2	11,0	63	1	2	
1411	0	0,47	kuusi	264,8	13,1	66	1	2	
1412	0	0,18	rauduskoivu	295,4	6,0	115	1	2	
1413	0	0,66	kuusi	273,2	2,6	66	1	2	
1415	0	1,91	rauduskoivu	416,6	9,5	115	1	1	
1419	1	0,75	kuusi	312,0	5,2	63	1	1	
1422	0	2,50	kuusi	217,4	3,7	54	2	3	VMI-kestokoealan esittelykohde
1424	0	1,17	rauduskoivu	227,5	6,0	50	2	3	
1425	0	0,39	rauduskoivu	83,3	6,5	50	2	3	
1426	0	0,42	rauduskoivu	188,5	7,1	50	2	3	
1427	0	1,63	kuusi	192,9	4,2	40	1	1	
1431	0	0,27	rauduskoivu	206,6	0,7	95	1	1	
1447	0	0,86	kuusi	263,6	1,2	98	1	1	
1448	0	0,54	rauduskoivu	154,7	0,4	103	1	3	lähäs, luontaisesti ennallistuva visakoivikko
1452	0	0,80	kuusi	289,4	4,2	59	1	2	Kaulaus, koejärjestelykohde
1458	0	0,43	rauduskoivu	118,9	1,8	38	1	3	
1462	0	3,74	rauduskoivu	178,9	3,2	43	1	2	Raulon perustama rauduskoivun alkuperäko
1465	0	5,48	kuusi	325,0	12,0	64	1	1	
1466	0	1,27	rauduskoivu	38,9	2,2	16	1	2	
1476	0	0,46	harmaaleppä	63,1	5,2	26	1	2	
1484	0	0,48	rauduskoivu	41,1	0,2	16	2	3	
1487	0	2,90	kuusi	372,3	2,8	66	1	2	
1488	0	4,19	kuusi	332,6	2,3	56	1	1	
1489	0	2,61	rauduskoivu	62,1	10,5	93	1	2	
1490	0	1,04	kuusi	416,6	4,8	66	1	1	
1501	0	2,71	pihlaja	28,1	0,0	26	1	1	
1506	0	2,13	rauduskoivu	74,0	1,2	96	1	2	
1524	0	0,68	kuusi	270,3	1,2	70	1	1	
1525	0	1,53	kuusi	111,0	4,6	35	1	1	
1526	0	0,79	mänty	140,8	39,7	50	1	1	
1527	1-2	3,96	kuusi	315,2	8,5	58	1	1	
1533	0	0,79	rauduskoivu	291,8	5,4	95	1	1	
1536	0	0,50	kuusi	278,6	7,4	50	1	1	
1538	0	1,17	kuusi	385,3	8,9	99	1	1	
1556	0	0,17	rauduskoivu	244,1	5,2	50	1	2	
4116	0	1,18	kuusi	541,3	6,7	68	1	2	
4140	0	2,12	kuusi	176,9	7,7	26	2	3	
4144	0	0,97	rauduskoivu	246,0	18,8	86	2	3	
4149	0	2,13	kuusi	129,9	0,4	35	1	3	
4164	0	0,58	rauduskoivu	102,0	1,2	71	3	3	
4239	0	0,53	mänty	1,2	0,0	13	2	3	
4240	0	0,88	mänty	0,2	4,0	12	2	3	

Muuttujat: V_e = elävien puiden kokonaisrunkotilavuus, V_k = kuolleiden puiden kokonaisrunkotilavuus, T_{Hdom} = valtapuuston ikä

^(a) 1 = lahoppuun lisääminen ja pienaukottaminen, 2 = polttokäsittely, 3 = ojitusalueen vesitalouden järjestelyt ja puustokäsittely

^(b) 1 = vuodet 2003-2006, 2 = vuodet 2007-2010 ja 3 = vuodet 2011-2022

TOTEUTUKSEN ENNAKKOSUUNNITTELU- JA SEURANTALOMAKE 01

Kohteen yleiskuvaus

<table border="1"> <tr> <td colspan="5">Peruskuvio</td> </tr> <tr> <td>1</td> <td>2</td> <td>3</td> <td>4</td> <td>5</td> </tr> <tr> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> <td>-</td> </tr> </table>	Peruskuvio					1	2	3	4	5					-	<table border="1"> <tr> <td>Tutkimusalue (nro): Kolin kansallispuisto (52)</td> <td>Toimintapiiri: 1</td> </tr> <tr> <td>Suunnittelijan nimi:</td> <td>Perustamispäivä: xx.xx.20xx</td> </tr> </table>	Tutkimusalue (nro): Kolin kansallispuisto (52)	Toimintapiiri: 1	Suunnittelijan nimi:	Perustamispäivä: xx.xx.20xx
Peruskuvio																				
1	2	3	4	5																
				-																
Tutkimusalue (nro): Kolin kansallispuisto (52)	Toimintapiiri: 1																			
Suunnittelijan nimi:	Perustamispäivä: xx.xx.20xx																			
<table border="1"> <tr> <td colspan="5">Viljelykortin n:o</td> </tr> <tr> <td>6</td> <td>7</td> <td>8</td> <td>9</td> <td>10</td> </tr> <tr> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> </tr> </table>	Viljelykortin n:o					6	7	8	9	10						<table border="1"> <tr> <td>Viljelyvuodet: xx.xx.–xx.xx.xxxx</td> <td>Ojitusvuodet: -/x</td> </tr> <tr> <td>Harvennusvuodet: -/x</td> <td>Lannoitusvuodet: -/x</td> </tr> </table>	Viljelyvuodet: xx.xx.–xx.xx.xxxx	Ojitusvuodet: -/x	Harvennusvuodet: -/x	Lannoitusvuodet: -/x
Viljelykortin n:o																				
6	7	8	9	10																
Viljelyvuodet: xx.xx.–xx.xx.xxxx	Ojitusvuodet: -/x																			
Harvennusvuodet: -/x	Lannoitusvuodet: -/x																			

[illegible]

Lisätietoja metsikkökuvioista ja sen toissijaisista erityisominaisuuksista (erityisominaisuudet koodein):

Ennallistamistoimien toteutussuunnitelma osakuvioittain

[illegible]

Lisätietoja ml. oaskuviokohtainen arvio kohteen luonnontilaistumiseen kuluva ajasta ja lisätoimenpiteiden tarpeesta:

Liite 3

Toteutuksen karttakuvaus

Peruskartan ja kuviokartan rajauskuva:

Kartan selitykset:

- Mittakaava: 1:xxxx

Seurantakokeiden perustamistiedot ja visuaalinen ennallistamisvaikutusten seuranta

Koejärjestelyn kuvaus

- Koetyyppi: Relaskooppikoeala/Kiinteäsäteinen ympyräkoeala (xxx m²)
- Koealojen lukumäärä: xx kpl
- Perustamisen ja ennakkomittausten ajankohta: xx.xx.20xx–xx.xx.20xx
- EVS-valokuvaukset ja kuvausten ajankohdat:
 - 1) Perustamisvaiheen kuvaus xx.xx.20xx, kuvat xx - xx
 - 2) ...
 - 3) ...

Peruskartan ja kuviokartan rajauskuva sis. koealojen paikat merkein:

Koealojen sijaintitieto ja kuvauspisteiden koordinaatit

Koeala		Koetyyppi	x-koordinaatti								y-koordinaatti								1. kuvaussuunta, astetta			2. kuvaussuunta, astetta			Lisätietoja
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24		
																							Osakuvio xxxxx, puusto mitattu xx.xx.20xx		

Liite 3

Ennallistamistoimien toteuma

[illegible]

Ennallistamistoimien ajanmenekki ja henkilökustannukset

[illegible]

Muut kuin henkilökustannukset

Osakuvio					Pinta-ala, ha				Mene- telmä		Kustan- nus- tekijä		Kustannus, €								Lisätietoja (esim. tpy)	
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	

ENNAKKOSUUNNITTELU- JA TOTEUTUKSEN SEURANTALOMAKE 01: Muuttujaluettelo**Kohteen yleiskuvaus**

Muuttuja n:o	Sarake(et) n:o	Muuttujan nimi	Muuttujan määritelmä
1	1–5	Peruskuvio n:o	Peruskuvion numero.
2	6–10	Viljelykuvio n:o	Viljelykortin numero.
3	11–12	Käyttömuoto	10 = Muu tutkimusalue, ei koetta 11 = Käynnissä oleva koe 12 = Epävarma koe 13 = Koetoiminnan varausalue 14 = Geenireservimetsä 20 = Suojelualue, ei koetta 21 = Suojelualue, koe 22 = Suojelualue, epävarma koe 23 = Suojelualue, koevarausalue 24 = Suojelualue, geenireservimetsä
		Muut muuttujat kuten Luoti-inv.	
		Luontotyyppi (tavoitetilä)	9010 = Boreaalinen luonnonmetsä 91D0 = Puustoiset suot
		Koealatyyppi	1 = Kiinteäsäteinen ympyräkoeala 2 = Relaskooppikoeala
		Menetelmä	00 = Lepokuvio 01 = Puustokoealojen perustamismittaus/YK 02 = Puustokoealojen perustamismittaus/RK 03 = Kasviruutujen perustamismittaus/YK (aik. 12) 04 = Hyönteispyydysten asentaminen (aik. 05) 05 = Puustokoealojen seurantamittaus/YK (aik. 3) 06 = Puustokoealojen seurantamittaus/RK (aik. 4) 07 = Kasviruutujen seurantamittaus/YK (aik. 13) 08 = Hyönteispyydysten kokeminen (aik. 06) 09 = Lahopuun lisääminen/puiden ei koneellinen kaulaaminen (aik. 07) 10 = Lahopuun lisääminen/puiden kaulaaminen moottorisahalla 11 = Lahopuun lisääminen/puiden maahankaato (aik. 08) 12 = Polttokäsittelyn valmistelu/puiden maahankaato (aik. 09) 13 = Puuston harvennus 14 = Metsänpoltto (aik. 10) 15 = Ojapatojen valmistaminen (aik. 11) 16 = Istutuskustusten poisto/lehtipuuosuuden kohottaminen 17 = Toteutuksen suunnittelu 18 = Työnjohto
		Kustannustekijä (tarkennukset lisätietoihin)	01 = Puutavaran koneellinen lähikuljetus 02 = Puuston koneellinen käsittely 03 = Paloalojen koneellinen valmistelu/puusto 04 = Paloalojen koneellinen valmistelu/maaperä 05 = Ojien koneellinen täyttö ja maisemointi

LIFE to Koli – Kansallispuiston metsien ja niittyjen
ennallistaminen -hanke LIFE2003NAT/FIN/000035

ISBN 978-951-40-2034-6