

Lahopuun määrän kehitys ennallistamisen jälkeen Koloveden ja Liesjärven kansallispuistoissa vuosina 2006–2015



Pekka Heikkilä
Metsähallitus
Etelä-Suomen luontopalvelut
Akselinkatu 8
57130 Savonlinna
pekka.heikkila@metsa.fi

Marja Hokkanen
Metsähallitus
Etelä-Suomen luontopalvelut
PL 94
01301 Vantaa
marja.hokkanen@metsa.fi

Janne Kotiaho
Bio- ja ympäristötieteiden laitos
PL 35
40014 Jyväskylän yliopisto
jkotiaho@bytl.jyu.fi

Jussi Päivinen
Metsähallitus
Etelä-Suomen luontopalvelut
PL 36
40101 Jyväskylä
jussi.paivinen@metsa.fi

Kansikuva: Luontaisesti syntynyttä sekä tuotettua lahoppuuta Leivonmäen kansallispuistossa.
Kuva: Tommi Päivinen.

Översättning: Pimma Åhman.



© Metsähallitus 2008

ISSN 1235-6549
ISBN 978-952-446-629-5 (pdf)

Pekka Heikkilä, Marja Hokkanen, Janne Kotiaho ja Jussi Päivinen

Lahopuun määrän kehitys ennallistamisen jälkeen Koloveden ja Liesjärven kansallispuistoissa vuosina 2006–2156

KUVAILEHTI

JULKAISIJA	Metsähallitus	JULKAISUAIKA	1.2.2008
TOIMEKSIANTAJA	Metsähallitus	HYVÄKSYMISPÄIVÄMÄÄRÄ	
LUOTTAMUKSELLISUUS	Julkinen	DIAARINUMERO	
SUOJELUALUETYYPPI/ SUOJELUOHJELMA	kansallispuisto, Natura 2000 -alue		
ALUEEN NIMI	Koloveden kansallispuisto, Liesjärven kansallispuisto		
NATURA 2000-ALUEEN NIMI JA KODI	Kolovesi–Vaaluvirta–Pyttyselkä (FI0500001), Liesjärvi (FI0344001)		
ALUEYKSIKKÖ	Etelä-Suomen luontopalvelut		
TEKIJÄ(T)	Pekka Heikkilä, Marja Hokkanen, Janne Kotiaho ja Jussi Päivinen		
JULKAISUN NIMI	Lahopuun määrän kehitys ennallistamisen jälkeen Koloveden ja Liesjärven kansallispuistoissa vuosina 2006–2156		
TIIVISTELMÄ	<p>Lahopuu on keskeinen luonnontilaisen metsän rakennetekijä. Lahoava puu on orgaanisen aineen sekä ravinteiden varasto ja merkittävä tekijä niiden kierrossa metsäekosysteemissä. Lahopuusta riippuvaisiksi saproksyyleiksi lajeiksi on arvioitu 20–25 % kaikista metsälajeistamme eli 4 000–5 000 lajia. Suomessa luonnontilaisissa metsissä lahopuuta on yleensä 70–120 m³/ha, kun metsätalouden piirissä olevissa metsissä lahopuuta on keskimäärin vain 2,5 m³/ha. Suojelualueiden metsissä lahopuuta on keskimäärin 10,4 m³/ha, koska ne koostuvat pääosin äskettäin metsätalouden piirissä olleista metsistä. Alhaisen määrän lisäksi lahopuu on Etelä-Suomen metsissä laadultaan yksipuolista ja luontaiset tai luontaisen kaltaiset metsät ovat pienialaisia ja sijaitsevat pirstoutuneessa maisemassa. Suojelualueiden metsiä ennallistamalla pyritään nopeuttamaan metsien luonnontilaisten piirteiden ja prosessien kehittymistä, mm. lisäämällä lahopuuta keinotekoisesti. Suojelualueille on asetettu tavoitteeksi keskimäärin 30 m³ lahopuuta hehtaarilla 20 vuoden kuluessa.</p> <p>Tutkimuksessa selvitettiin Koloveden ja Liesjärven kansallispuistojen lahopuun määrän kehitys ennallistamistoimenpiteiden jälkeen. Alueille esitetään ennuste lahopuun määrän kehittymiselle vuoteen 2156 saakka. Tarkasteluun otettiin alueiden metsämaakuviot. Lahopuun määrä ennusteessa perustuu alueilta vuosina 2003 ja 2004 mitatun kuolleiden ja elävän puuston määriin ja ominaisuuksiin sekä MELA-ohjelmistolla tehtyyn simulaatioon. Lahoamisen eteneminen laskettiin yksinkertaisella mallilla, jossa puulajeilla on ominaislahoamisnopeudet. Lisäksi ennusteen laatimista varten selvitettiin ennallistamistoimenpitein vahingoitettujen puiden kuolleisuus puulajeittain mittaamalla kesän 2006 aikana seitsemältä suojelualueelta vuosina 1998–2005 vahingoitettuja puita.</p> <p>Koloveden kansallispuiston metsämaalla lahopuun määrä nousee tarkastelujaksolla 2006–2156 nykyisestä 8 m³:sta 60–82 m³:iin hehtaarilla ja Liesjärvellä vastaavasti 9m³:sta 70–102 m³:iin hehtaarilla. Ennallistamisen vaikutus lahopuun määrään aluetasolla on vähäinen pienten toimenpideohjelmien ja puumäärän takia. Ennallistetulla pinta-alalla lahopuun määrä nousee kuitenkin yli 20 m³:iin hehtaarilla. Taso ei merkittävästi laske toimenpiteen jälkeen, koska luonnonpoistuma ylittää pian lahoamisprosessissa poistuvan määrän. Ennallistamisella on siten paikallinen vaikutus lahopuun määrään, mutta suojelualuetasolla tavoitetta 30 m³/ha ei saavuteta 20 vuoden kuluessa.</p>		
AVAINSANAT	ennallistaminen, lahopuu, ennuste, Koloveden kansallispuisto, Liesjärven kansallispuisto		
MUUT TIEDOT			
SARJAN NIMI JA NUMERO	Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 174		
ISSN	1235-6549	ISBN (PDF)	978-952-446-629-5
SIVUMÄÄRÄ	33 s.	KIELI	suomi
KUSTANTAJA	Metsähallitus	PAINOPAIKKA	
JAKAJA	Metsähallitus, luontopalvelut	HINTA	

PRESENTATIONSBLAD

UTGIVARE	Forststyrelsen	UTGIVNINGSDATUM	1.2.2008
UPPDRAKSGIVARE	Forststyrelsen	DATUM FÖR GODKÄNNANDE	
SEKRETESSGRAD	Offentlig	DIARIENUMMER	
TYP AV SKYDDSSOMRÅDE/ SKYDDSPROGRAM	Nationalpark, Natura 2000 -område		
OMRÅDETS NAMN	Kolovesi nationalpark, Liesjärvi nationalpark		
NATURA 2000 -OMRÅDETS NAMN OCH KOD	Kolovesi–Vaaluvirta–Pyttyselkä (FI0500001), Liesjärvi (FI0344001)		
REGIONAL ENHET	Södra Finlands naturtjänster		
FÖRFATTARE	Pekka Heikkilä, Marja Hokkanen, Janne Kotiaho och Jussi Päivinen		
PUBLIKATION	Mängden död ved efter restaurering i Kolovesi och Liesjärvi nationalparker åren 2006–2156		
SAMMANDRAG	<p>Död ved är en central faktor när det gäller skogens struktur. Den döda veden fungerar som lager för organiska ämnen och näringsämnen och spelar en viktig roll i ämnens kretslopp i ett skogsekosystem. Av alla våra skogsarter uppskattas 20–25 %, eller 4 000–5 000 arter, vara saproxyta, dvs. beroende av död ved. I finska skogar som befinner sig i naturtillstånd är mängden död ved i allmänhet 70–120 m³/ha, medan mängden i ekonomiskogar är i genomsnitt bara 2,5 m³/ha. Skogarna på skyddsområdena innehåller död ved i medeltal 10,4 m³/ha, för de består i huvudsak av skogar som varit föremål för skogsbruk för en kort tid sedan. I skogarna i södra Finland är mängden död ved inte bara mindre utan dess kvalitet är också ensidigare. De skogar som befinner sig i naturtillstånd eller ett tillstånd som påminner om detta är ofta små till arealen och ligger i splittrade miljöer. Genom restaurering av skogar på skyddsområden vill man påskynda utvecklingen av drag och processer som är typiska för skogar i naturtillstånd, bl.a. öka mängden död ved på konstgjord väg. Målet är 30 m³ död ved per hektar inom loppet av 20 år.</p> <p>I undersökningen utreddes mängden död ved i Kolovesi och Liesjärvi nationalparker efter restaureringsåtgärder. För områdena ställdes en prognos om hur mängden död ved kommer att utvecklas fram till år 1256. Undersökningsområdet består av skogsmarksfigurerna inom skyddsområdena. Mängden död ved i prognosen baserar sig dels på data om mängden och egenskaperna hos dött och levande trä som uppmätts på områdena åren 2003 och 2004, dels på simulationer gjorda med MELA-programmet. Hur förmultningen kommer att framskrida beräknades med en enkel modell, i vilken varje trädslag har en specifik förmultningshastighet. För prognosen utreddes också dödligheten hos träd som man avsiktligt skadat som ett led i restaureringen genom att mäta de åren 1998–2005 avsiktligt skadade träden på sju skyddsområden.</p> <p>Mängden död ved på skogsmark i Kolovesi nationalpark kommer under undersökningsperioden 2006–2156 att stiga från det nuvarande 8 m³ till 60–82 m³ och i Liesjärvi nationalpark från 9 m³ till 70–102 m³ per hektar. Restaureringens inverkan på mängden död ved är liten om man betraktar skyddsområdena i sin helhet, på grund av att de restaurerade ytorna är små och vedmängden liten. På de restaurerade ytorna kommer mängden död ved att stiga till över 20 m³ per hektar. Nivån kommer inte att sjunka betydligt efter restaureringen, eftersom den naturliga avgången snart kommer att överskrida den mängd som försvinner genom förmultning. Restaureringen har sålunda en lokal inverkan på mängden död ved, men då man betraktar skyddsområdena i sin helhet kommer man inte att uppnå målet 30 m³/ha inom 20 år.</p>		
NYCKELORD	restaurering, död ved, prognos, Kolovesi nationalpark, Liesjärvi nationalpark		
ÖVRIGA UPPGIFTER			
SERIENS NAMN OCH NUMMER	Metsähallituksen luonnonsojeluulkaisuja. Sarja A 174		
ISSN	1235-6549	ISBN (PDF)	978-952-446-629-5
SIDANTAL	33 s.	SPRÅK	finska
FÖRLAG	Forststyrelsen	TRYCKERI	
DISTRIBUTION	Forststyrelsen, naturtjänster	PRIS	

Sisällys

1 Johdanto	7
1.1 Elinympäristöjen häviäminen, pirstoutuminen ja luonnontilaisuus	7
1.2 Lahopuun merkitys Suomen metsissä.....	7
1.3 Lahopuun muodostuminen ja lahoamisnopeus.....	8
1.4 Lahopuun määrä ja laatu Suomen metsissä.....	10
1.5 Metsien ennallistaminen	11
1.6 Ennallistamisen tavoitteet lahopuun lisäyksen osalta.....	11
1.7 Tutkimuksen tavoitteet	12
2.1 Ennusteen lahopuuositteet	13
2.1.1 Ennen ennallistamista muodostunut lahopuu.....	13
2.1.2 Ennallistamalla muodostunut lahopuu	13
2.1.3 Esitutkimus vahingoitettujen puiden kuolleisuuden selvittämiseksi	13
2 Aineisto ja menetelmät	13
2.1.4 Tulevaisuudessa muodostuva lahopuu.....	14
2.2 Tutkimusalueet.....	16
2.2.1 Koloveden kansallispuisto.....	16
2.2.2 Liesjärven kansallispuisto	17
2.3 Menetelmät.....	19
2.3.1 Puun kuolinajan määrittäminen.....	19
2.3.1 Lahoamisen eteneminen	19
3 Tulokset	20
3.1 Lahopuun määrä suojelualuetasolla.....	20
3.2 Lahopuun määrä ennallistetulla pinta-alalla	20
4 Tulosten tarkastelu	22
4.1 Ennusteen luotettavuus.....	22
4.1.1 Puustotietojen ja MELA-simulaation luotettavuus.....	22
4.1.2 Lahoamisnopeusmallin ja -vakioiden luotettavuus	23
4.2 Lahopuun tuottotavan merkitys	24
4.3 Suositukset tuleviksi toimenpiteiksi suojelualueilla	24
Kiitokset	25
Lähteet	26
Liitteet	
Liite 1 Lahoasteluokkien muunnokset.....	31
Liite 2 Sovitettu kuolleisuus koivulle, kuuselle ja männylle	32

1 Johdanto

1.1 Elinympäristöjen häviäminen, pirstoutuminen ja luonnontilaisuus

Elinympäristöjen määrän väheneminen ja laadun heikkeneminen ihmisen toimien ja ilmaston muutoksen vuoksi on suurin syy lajien taantumiseen ja uhanalaistumiseen (Wilson 1985, Pimm ym. 1995, Harrison & Bruna 1999, Rassi ym. 2001). Elinympäristön pinta-alan pienentyessä lajien populaatiokoot pienenevät, jolloin populaatioiden demografisten satunnaisvaihteluiden ja elinympäristössä tapahtuvien satunnaisvaihteluiden aiheuttama sukupuuttoriski kasvaa (Gu ym. 2002, Hanski 2004a, Bull ym. 2007). Pinta-alan vähenemisen lisäksi jäljelle jäänyt elinkelpoinen alue on pirstoutunut: laikkujen väliset etäisyydet ovat kasvaneet ja ne ovat eristyneet toisistaan. Pinta-alan väheneminen ja pirstoutuminen tapahtuvat yleensä samanaikaisesti. Kun alkuperäistä elinympäristöä on paljon jäljellä, pinta-alan väheneminen selittää lajien populaatiokoon muutoksia (Mönkkönen 2004). Pirstoutumisen vaikutus voimistuu elinympäristön määrän vähenemisen edetessä (Andrén 1994), koska maiseman kytkeytyneisyys on vaarassa hävitä. Lajit häviävät harvinaisimmista ja vähälukuisimmista lajeista alkaen. Häviäminen tapahtuu syntyneen sukupuuttovelan johdosta kuitenkin aikaviiveellä (Tilman ym. 1994, Hanski 2004b, Berglund & Jönsson 2005). Suomen metsien sukupuuttovelaksi on arvioitu noin 900 lajia arvioiden välillä 270:n ja 2 100 lajin välillä (Hanski 2000, Siitonen & Hanski 2004).

Luontaisen metsäelinympäristön määrä on vähentynyt Suomessa talouskäytön johdosta ja on alhainen lukuun ottamatta pohjoisboreaalista vyöhykettä (Virkkala ym. 2000). Vanhoja luonnontilaisia tai luonnontilaisen kaltaisia metsiä (yli 140-vuotiaat metsät, joissa esiintyi luonnontilaisuutta kuvaavia tuhoja) oli koko maan metsäalasta 5 % valtakunnan metsien 8. inventoinnin (VMI 8) perusteella, jonka mittaukset suoritettiin 1986–1994. Kaikissa ikäluokissa tuhometsiä oli koko maassa 14 % metsämaasta. Tuhometsät painottuivat Pohjois-Suomeen ja niiden osuus pieneni etelään siirryttäessä. Myös suojellun metsämaan osuus kaikista metsämaasta oli pohjoispainotteinen: pohjoisborealisella vyöhykkeellä oli suojeltu 16,9 %, keskiborealisella

2,4 %, eteläborealisella 0,7 % ja hemiborealisella 1,6 % metsämaan kokonaisalasta (Virkkala ym. 2000).

Suomesta tunnetuista noin 43 000 lajista noin puolet eli 20 000 elää metsissä. Uhanalaiseksi luokitelluista 1 505 lajista metsät ovat ensisijainen elinympäristö 564 (37,5 %) lajille (Rassi ym. 2001). Lajimääräisesti suurimmat eliöryhmät Suomen metsissä ovat selkärangattomat (11 000 lajia) ja sienet (5 000 lajia) (Siitonen & Hanski 2004).

1.2 Lahopuun merkitys Suomen metsissä

Kuollessaan puu on täyttänyt vasta pienen osan ekologisesta merkityksestään: lahopuu on hyvin keskeinen osa metsäekosysteemiä. Lahopuun merkitys metsäekosysteemeissä on väistämättä keskeinen, koska lahopuusta riippuvaisia eli saproksyyllilajeja on 20–25 % kaikista Suomen metsälajeista, yhteensä 4 000–5 000 lajia (Siitonen 2001). Lahoavan puuaineksen vähyyden onkin väitetty olevan tärkein uhanalaisuuteen johtanut syy metsälajeilla (Rassi ym. 2001). Suurimpia saproksyylliryhmiä Suomen metsissä ovat selkärangattomista pistiäiset, kaksisiipiset ja kovakuoriaiset sekä sienistä kääväkkäät ja kotelosenet (Siitonen & Hanski 2004). Saproksyylien lisäksi lahopuuta hyödyntävät muutkin lajit mm. pesimä- ja suojapaikkana sekä ravinnonhankintaympäristönä. Lahopuu toimii lisäksi puiden taimettumisalustana ja vaikuttaa orgaanisen aineen sekä ravinteiden kiertoon lahoamisen edetessä (Sirén 1955, Harmon ym. 1986, Hofgaard 1993) muuntuen hitaasti metsämaan rakenneosaksi (Siitonen 1998).

Lahopuun määrän ja laadun merkitystä saproksyyllilajeille voi olla vaikea erottaa toisistaan. Yleensä runsaslahopuustoisilla kohteilla myös laadullinen vaihtelu on suurta (Økland ym. 1996). Uhanalaisia lajeja on havaittu esiintyvän erityisesti niissä Etelä-Suomen vanhoissa metsissä, joissa lahopuun määrä on vähintään n. 20 m³/ha (Siitonen ym. 2001, Penttilä ym. 2004). Korkea lahopuun määrä itsessään ei takaa saproksyyllilajien esiintymistä alueella, vaan lajeilla on erilaisia vaatimuksia lahopuun laadun, mm.

puulajin, järeyden ja lahoasteen, sekä ajallisen jatkuvuuden suhteen (Bader ym. 1995, Heilmann-Clausen & Christensen 2004, Jonsson ym. 2005). Similä ym. (2003) havaitsivat, että lahoppuusta riippuvaisten kovakuoriaisten lajirunsausta selittää paremmin lahoppuun laadullinen vaihtelu kuin lahoppuun määrä. Laadullisen monimuotoisuuden merkitystä kuvaa Ruotsin uhanalaisluokituksessa mainittujen 542 saporoksyylilajin elinympäristövaatimukset: 13 lajia on riippuvaisia ohuimman luokan lahoppuusta ja 178 lajia järeimmän luokan lahoppuusta; 174 lajia tunnetaan vain yhdeltä puusuvulta (Jonsell ym. 1998).

Kullekin lahoppuulajille sopivat lahoppuut ovat laikuttain esiintyvä resurssi ja lahoamisen edetessä yksittäinen lahoppu on sopiva elinympäristö lajille vain tietyn aikaa. Jotta lajin populaatiot säilyisivät, yksilöiden on kyettävä asuttamaan uusia sopivia lahoppuita keskimäärin samalla nopeudella kuin vanhat lahoppuut käyvät elinkelvottomiksi (Siitonen 2001). Vaateliaimmat lajit ovat joutuneet ahtaimmalle talousmetsien hallitsemassa ympäristössä, kun taas laajempaa lahoppuvalikoimaa käyttävät lajit ovat kyenneet säilymään.

1.3 Lahoppuun muodostuminen ja lahoamisnopeus

Lahoppu tietyllä paikalla on peräisin paikalla kasvavasta tai kasvaneesta puustosta. Metsätalouksikäytössä olevilla alueilla puusto korjataan pääasiassa pois pieniläpimittainen puu pois lukien. Lisääntynyt hakkuutähteen korjuu ja kantojen nosto vähentävät edelleen jälkeenjäävän puun määrää. Metsätalouksuviollekin muodostuu lahoppuuta kehityksen kulkiessa kohti varttuneempia ikävaiheita, mutta ajallaan tehdyt harvennukset ja muut metsänhoitotoimet vähentävät lahoppuun määrää alentamalla kilpailun aiheuttamaa kuolleisuutta. Talousmetsässä vähiten lahoppuuta sisältävä vaihe ajoittuu kierron keskivaiheeseen, jolloin hakkuusta jäänyt pieniläpimittainen puu on ehtinyt jo lahota eikä puuston kuolleisuus tuota vielä uutta lahoppuuta.

Luonnontilaisessa metsässä aikaisille sukkesiovaiheille on tyypillistä, että suuri osa lahoppuusta on peräisin aiemmin paikalla kasvaneesta puustosta. Suuren häiriön, esim. metsäpalon tai myrskytuhon, yhteydessä elävän puuston määrä romahtaa ja lahoppuuta voi muodostua satoja kuu-

tiometrejä hehtaarille (Siitonen 2001). Uuden puusukupolven kehittyessä paikalla suurin osa lahoppuusta on vielä pitkään peräisin edellisen sukupolven puustosta. Tästä syystä nuorissa sukkesiovaiheissa on luontaisesti runsaasti lahoppuuta.

Ilman suuria häiriöitä kehittyvässä metsikössä lahoppuuta muodostuu pienen mittakaavan prosessien eli yksittäisten puiden kuolleisuuden kautta (Kuuluvainen 1994, Rouvinen & Kouki 2002). Kuolleisuuteen vaikuttaa mm. puulajikoostumus, puuston ikä ja kasvupaikan tuottavuus (Hynynen ym. 2002). Talousmetsässä kuolleisuus on alhaista; Ruotsissa kuolleisuudeksi on arvioitu keskimäärin $0,18 \text{ m}^3/\text{ha}$ ($0,14\text{--}0,39 \text{ m}^3/\text{ha}$) vuodessa (Fridman & Walheim 2000).

Fennoskandian luonnontilaisten metsien puuston kuolleisuudesta on vain vähän tietoa ja mm. Siitonen (2001) käyttää laskelmissaan Ilvessalon (1920) julkaisemia kuolleisuusarvoja, joiden mukaan kuolleisuus OMT- ja MT-tyypin metsissä on männyllä $1,3\text{--}3,4$, kuusella $0,4\text{--}3,4$ ja koivulla $0,8\text{--}2,7 \text{ m}^3/\text{ha}/\text{v}$ riippuen metsikön iästä. Rouvinen ym. (2002) ovat määrittäneet Vienansalossa Luoteis-Venäjällä mäntyvaltaisen alueen kuolleisuudeksi $1,4 \text{ m}^3/\text{ha}/\text{v}$. Saman arvon arvioi Ilvessalo (1967) Suomessa 130-vuotiaalle *Empetrum-Calluna*-tyypille, ja 140-vuotiaalle saman tyypin metsälle Ilvesalo arvioi kuolleisuudeksi $1,8 \text{ m}^3/\text{ha}/\text{v}$. Siitonen ym. (2000) tekivät lyhyeen aikaväliin perustuvan arvion kuusivaltaisissa *Myrtillus*-tyypin metsissä ja arvioivat kuolleisuudeksi $1,7 \text{ m}^3/\text{ha}/\text{v}$. Edellä mainitut tutkimukset perustuvat lyhytaikaiseen kuolleisuuden määrittämiseen, eivätkä ne tarjoa tietoa pitkän ajan keskimääräisestä kuolleisuudesta. Jonsson (2000) kuitenkin totesi kuusivaltaisen metsän pitkäaikaisen kuolleisuuden minimiarvoksi $0,5 \text{ m}^3/\text{ha}/\text{v}$ Ruotsissa.

Kuolleisuus ei ole vakionopeudella ja tasaisesti metsikössä tapahtuvaa, vaan olosuhteet ja ikärakenne aiheuttavat ajallista tai tilallista kertymää (Jonsson 2000, Rouvinen ym. 2002, Lutz & Halpern 2006). Itseharveneminen aiheuttaa kuolleisuutta tasaisesti nuorissa sukkesiovaiheissa, jolloin suuri määrä puita kuolee, mutta puiden pienen koon vuoksi tämä ei vaikuta olennaisesti lahoppuun tilavuuteen. Myöhemmissä sukkesiovaiheissa tapahtuva kuolleisuus näkyy lahoppuun määrässä selvemmin: fyysisten tekijöiden aiheuttama kuolleisuus kasvaa ja tappaa

suurempia puita laikuttaisesti ja ajoittain (Lutz & Halpern 2006).

Puun lahoaminen on monivaiheinen ja pitkäaikainen biokemiallinen prosessi, jossa pääosaa näyttelevät alhainen ravinnepitoisuus sekä hitaasti hajoavat ligniini, selluloosa ja hemiselluloosa. Ligniini kiinnittää selluloosasäikeet kiinteästi toisiinsa ja sen rakenteen vaihtelu eri puusukujen välillä vaikeuttaa sienten kykyä hajottaa sitä. Ligniini on yksi luonnon vaikeimmin hajoavista yhdisteistä. Havupuut sisältävät enemmän ligniiniä (25–35 %) kuin lehtipuut (18–25 %) (Niemelä 2005). Puun lahoamisnopeuteen vaikuttavat edelleen mm. puulaji, ilmasto, puun koko, muoto ja asento. Lahoamista nopeuttavat lämmin tai lauha ilmasto sekä paikan ravinteikkuus. Vaikuttavien tekijöiden suuri määrä on johtanut siihen, että tutkimuksissa saadut tulokset lahoamisnopeudesta ovat erittäin vaihtelevia. Pieniläpimittaisen tai maahan kaatuneen puun on havaittu lahoavan nopeammin kuin suuri-kokoisen tai pystyyn kuolleen puun (Tarasov & Birdsey 2001, Hahn & Christensen 2004). Toisaalta Næsset (1999) osoitti järeämpien kuusimaapuiden lahoavan ohuita nopeammin. Läpimitan ja lahoamisnopeuden suhde on jäänyt monissa tutkimuksissa osoittamatta (Kruys ym. 2002, Storaunet & Rolstad 2002). Harmon ym. (1986) on koonnut yhteenvedon tutkimuksista, joissa esiintyy sekä positiivisia että negatiivisia riippuvuussuhteita lahoamisnopeuden ja läpimitan välillä. Läpimitan vaikutusta lahoamisnopeuteen on tutkittu runsaasti, mutta se on vain yksi ilmeisimmistä lahoamisnopeuteen vaikutta-

vista tekijöistä. Esimerkiksi lämpötilan vaikutus lahoamisnopeuteen on jäänyt epäselväksi, koska lämpötila vaikuttaa myös mm. puiden kosteuspitoisuuteen, kokoon ja lahonkestävyyteen sekä hajottajayhteisöön (Harmon ym. 2000).

Edellä mainituista syistä johtuen paras tieto puiden lahoamisnopeudesta on aina paikallista ja puulajikohtaista tietoa. Luoteis-Venäjällä Leningradin ja Novgorodin alueilla lahoamisnopeus on määritetty kuuselle, männylle ja koivulle (taulukko 1) (Krankina & Harmon 1995, Harmon ym. 2000, Tarasov & Birdsey 2001). Näiden tulosten on arvioitu olevan käyttökelpoisia Etelä-Suomen oloissa (Siitonen 2001). Tutkimuksissa ei ole eritelty maa- ja pystypuita, mutta Tarasov & Birdsey (2001) määrittivät lahoamisnopeuden erikseen eri läpimittaluokille.

Edellä mainitut tutkimukset perustuvat kronosekvenssiin eli puiden kuolinaika on tunnettu ja puun ominaisuudet on mitattu yhdellä kertaa. Vuotuinen lahoamisnopeus on laskettu tilavuuden, tiheyden tai massan vähenemisen perusteella. Menetelmä ei ota huomioon lahoamisnopeuden muuttumista lahoamisen edetessä, vaikka tästä onkin todisteita (Harmon ym. 2000, Mäkinen ym. 2006). Kronosekvenssitutkimuksissa ongelmana saattaa olla myös otantavirhe, koska osassa puista on lahoamisprosessi voinut edetä niin pitkälle, ettei niitä enää löydetä. Siten otokseen päätyvät hitaasti lahoavat rungot, mistä johtuen lahoamisnopeus aliarvioidaan. Myöskään kuolinvuoden käyttö lahoamisen lähtökohdana ei ole itsestään selvä laskennan lähtöpiste, vaan puun kaatumisajankohta kuvaa joissakin tapauk-

Taulukko 1. Lahoamisnopeus männylle, kuuselle ja koivulle. Luvut ovat vuosittain poistuva osuus tilavuudesta (esimerkiksi läpimitaltaan 5–20 cm:n paksuisen kuusen tilavuudesta häviää vuosittain 5,9 %).

Puulaji	Läpimitta (cm)	Lahoamisnopeus (Tarasov & Birdsey 2001)	Lahoamisnopeus (Krankina & Harmon 1995)
Kuusi	5–20	0,059	
	20–40	0,005–0,039	
	40–60	0,019–0,024	
	ei eritelty		0,034
Mänty	5–15	0,024–0,058	
	15–35	0,010–0,027	
	35–60	0,017–0,019	
	ei eritelty		0,033
Koivu	5–15	0,088	
	15–60	0,039	
	ei eritelty		0,045

sisä paremmin lahoamisen alkamista (Storaunet & Rolstad 2002). Sinänsä selvältä vaikuttava riippuvuusuhde – pystyyn kuollut puu lahoaa hitaammin kuin maahan kaatunut – ei ole kuitenkaan näkynyt kaikissa tutkimuksissa (mm. Mäkinen ym. 2006). Mm. edellä luetelluista seikoista johtuen lahoamisnopeusvakioiden ja -mallien käyttökelpoisuutta on kyseenalaistettu (Rock & Badeck 2004).

1.4 Lahopuun määrä ja laatu Suomen metsissä

Luonnontilaisissa metsissä toistuvat luonnolliset häiriöt, kuten myrskyt ja metsäpalot, tuottavat lahpuuta. Häiriöiden mittakaava vaihtelee yhden puun kuolemista ja kaatumisesta koko puuston tappavaan tapahtumaan (Hansen ym. 1991). Lahopuun määrä luonnontilaisissa metsissä riippuu kolmesta tekijästä: lahoamisnopeudesta, häiriöiden esiintymisestä ja kasvupaikan tuottavuudesta (Harmon ym. 1986). Yksinkertaistaen lahopuun määrä on seurausta puuston kuolleisuudesta ja lahoamisnopeudesta. Siitosen (1998) esittämän yhteenvedon mukaan Etelä-Suomen olosuhteissa tuoreen kankaan vanhoissa kuusivaltaisissa metsissä on lahpuuta 90–120 m³/ha. Mäntyvaltaisista metsistä tutkittua tietoa on vähemmän, mutta Keski- ja Pohjois-Ruotsissa määrä on 70–120 m³/ha. Suurin osa mäntyvaltaisissa metsissä tehdystä lahpuututkimuksesta on tehty pohjoisborealisella vyöhykkeellä, joten tulokset eivät ole suoraan vertailukelpoisia Etelä-Suomeen. Keskiborealisella vyöhykkeellä mäntyvaltaisen metsän lahpuumäärää on tutkittu Luoteis-Venäjällä Vienansalossa, jossa määrä

oli 69,5 m³/ha (Karjalainen Kuuluvainen 2002). Hahn & Christensen (2004) on esittänyt yhteenvedon etelä-borealaisen vyöhykkeen luonnontilaisien todetuista lahpuumääristä Pohjois-Euroopassa. Kuusivaltaisissa metsissä lahpuuta oli keskimäärin 80 m³/ha (31–133 m³/ha) ja mäntyvaltaisissa metsissä 79 m³/ha (9–155 m³/ha). Lahopuun osuus koko puuston (elävä+kuollut) tilavuudesta on yleensä 15–30 % (Siitonen 1998, Hahn & Christensen 2004). Osuus voi olla suurempikin metsäpaloilta säilyneissä sekundäärikuusikoissa, jotka uudistuvat jatkuvasti pienaukodynaamiikan kautta. Mäntyvaltaisissa metsissä lahpuuta on samoin noin kolmannes koko puuston tilavuudesta (Karjalainen & Kuuluvainen 2002, Hahn & Christensen 2004).

Lahopuun määrä talousmetsissä on huomattavasti pienempi kuin luonnontilaisissa metsissä metsänhoitotoimien seurauksena. Suojelualueilla lahpuun määrässä esiintyy suurta vaihtelua sekä alueiden sisällä että niiden välillä. Pienialaiset suojelualueet voivat koostua kokonaan arvokkaasta ytimeä, jossa lahpuuta on saman verran kuin luonnontilaisessa metsässä. Suuri osa metsäisistä suojelualueista on kuitenkin äskettäin perustettuja ja niillä on takanaan metsätaloushistoria. Siksi lahpuun määrä ei oleellisesti poikkea talousmetsien määrästä erityisesti nuorten ikäluokkien osalta (taulukko 2). Suojelualueiden keskimäärin alhainen lahpuun määrä johtuu alueiden lyhyen suojeluhistorian lisäksi mm. siitä, että suojellut metsät ovat pääosin vähätuottoisella maalla: Oulun läänin eteläpuolella sijaitsevilla suojelualueilla lahpuuta on metsä- ja kitumaalla keskimäärin 8,8 m³/ha ja metsämaalla 10,9 m³/ha (Hildén ym. 2005).

Taulukko 2. Lahopuuston keskitilavuus (m³/ha) metsämaalla suojelualueilla ja talousmetsissä ikäluokittain Etelä-Suomessa. Valtakunnan metsien yhdeksännen inventoinnin (VMI9) mukaan (Ihalainen & Siitonen 2006).

Ikäluokka (vuosia)	Suojelualueet (m ³ /ha)	Talousmetsät (m ³ /ha)
0–60	5,1	1,6
61–100	4,1	3,0
101–140	9,7	4,4
Yli 140	27,7	7,2
Kaikki	10,4	2,5

1.5 Metsien ennallistaminen

”Ennallistaminen on toimintaa, jolla pyritään nopeuttamaan ihmisen muuttaman ekosysteemin palautumista luonnontilaisen kaltaiseksi. Metsäekosysteemin ennallistamisessa ensisijainen tavoite on luontaisten puulajisuhteiden, puuston rakenteiden ja luonnonmukaisten kehityskulkujen palauttaminen. Ennallistamisen lyhyen aikavälin tavoite on usein uhanalaisten ja taantuneiden lajien elinmahdollisuuksien parantaminen. Pitkän aikavälin alueellisena tavoitteena on sellaisen sukkessiovaihe- ja elinympäristömosaiikin luominen, joka säilyttää alueella luontaisesti esiintyvien lajien kannat elinvoimaisina. Tähän pyritään käynnistämällä pitkäkestoisia kehityskulkuja kuten puusto- ja lahopusukessioita” (Ennallistamistyöryhmä 2003).

Lajeille, joiden elinympäristövaatimukset tunnetaan hyvin, on mahdollista määrittää ympäristön tilan kynnsarvo, jonka ylittyminen voi kohentaa lajien kantoja. Erityisesti uhanalaisten lajien ekologian tunteminen on tärkeää, jotta kynnsarvoja voidaan määrittää. Suojelupanos (mm. ennallistaminen) on siis kannattavaa suunnata pienemmälle pinta-alalle kuin hajauttaa panos isommalle alalle saavuttamatta kynnsarvoa (Siitonen & Hanski 2004). Rajatusti liikkumaan ja levittäytymään kykeneville lajeille suurin hyöty saadaan, kun toiminta keskittään paikallisesti tai ajallisesti luonnontilaisten metsien lähelle (Hanski 2000, Penttilä 2005). Sellaisilla lajeilla joilla levittäytymiskyky ei ole niin rajoitettua, kustannustehokas ennallistaminen voidaan tehdä siellä, missä elinympäristön määrää saadaan lisättyä eniten käytettävissä olevilla resursseilla (Hanski 2000).

Suomen suojelualueilla metsien ennallistamisen keskeisimmät menetelmät ovat pienaukotus, lahopuun lisääminen sekä poltto (Ennallistamistyöryhmä 2003). Menetelmillä tavoitellaan erilaisia rakennepiirteitä tai prosessien käynnistymistä, mutta kaikilla menetelmillä alueelle muodostuu lahopuuta. Polton jälkeen alueella on runsaasti palanutta kuollutta puuta ja pienaukotus tuottaa runsaasti pieniläpimittaista lahopuuta. Varsinaisen lahopuun lisäyksen päätavoitteena on juuri kuolleen puun lisääminen alueelle. Puut voidaan kaataa sahaamalla tai koneella työntämällä. Kokeiluluontoisesti on käytetty myös muita tapoja, esimerkiksi puiden räjäyttämistä myrsky- ja lu-

mituhoja jäljitellen. Näin tuotettu lahopuu on usein tasalaatuista, koska kaadetut puut sekä kuolevat yhdellä kertaa että ovat samankokoisia ja samaa lajia metsänhoidollisesta historiasta johtuen. Näin tehdyn lahopuukohortin kehitys etenee samankaltaisena lahoamisen edetessä ja tuotettu resurssi ei vastaa laadullisesti monipuolisen lahopuun vaatimukseen.

Osa lahopuun lisäyksestä on toteutettu ja toteutetaan puita vahingoittamalla. Vahingoittaminen tehdään tyypillisimmin moottorisahalla kaulaamalla, jolloin puihin sahataan yksi tai useampi 2–3 cm:n syvyinen ura puun ympäri (Tukia ym. 2003). Puiden vahingoittaminen tuottaa eriaikaisesti ja eri tavoin kuollutta lahopuuta, koska puut reagoivat toimenpiteeseen eri tavoilla johtuen mm. puulajista, kasvupaikasta, kilpailutilanteesta ja sademäärästä. Vahingoitettu puu voi kuolla mm. muutoksiin nesteiden kuljetuksessa, heikentymisen aiheuttamaan kilpailukyvyyn alenemiseen, tauteihin tai näiden tekijöiden yhdysoikutuksiin.

1.6 Ennallistamisen tavoitteet lahopuun lisäyksen osalta

Koko maassa Metsähallituksen hallinnoimien suojelualueiden entisillä talousmetsäkuvioilla on lahopuun lisäystä toteutettu noin 4 700 hehtaarilla vuoden 2006 loppuun mennessä. METSO-toimintaohjelman seurannan ja arvioinnin loppuraportissa (Syrjänen ym. 2006) esitettyjen tarvearvioiden mukaan lahopuun lisäystarvetta on noin 7 500 hehtaarin alalla METSO-alueella.

Ennallistamistyöryhmä (2003) asetti määrällisiä tavoitteita ja arvioita metsien ennallistamiselle. Suojelualueiden keskimääräisen lahopuun määrän tulisi nousta seuraavan 20 vuoden kuluessa 30 kuutioon hehtaarilla metsämaalla Etelä-Suomessa ja Pohjanmaalla. Työryhmän arviossa lahopuun lisäyskohteilla lahopuuta lisätään keskimäärin 25 m³/ha. Hokkanen ym. (2005) ovat todenneet tavoitteesta: ”Lahopuun määrän nostaminen suojelualueiden metsämaalla keskimäärin 30 kuutioon hehtaarilla lienee kuitenkin mahdotonta saavuttaa, sillä ennallistettava pinta-ala on suojelualueiden metsien kokonaismäärään nähden vähäinen ja nykyinen lahopuuston määrä Etelä-Suomen suojelualueilla on keskimäärin noin 10 m³/ha. Luonnonpoistuma ja ennallistamistoimin lisättävä lahopuu eivät yhdessäkään

riittäne nostamaan lahoppuumäärää esitetylle tasolle”.

Lahoppuumäärän kasvattaminen tavoitteiden mukaisesti vastaa usean lajin tarpeisiin ja parantaa niiden mahdollisuuksia säilyä alueella tai levittäytyä alueelle. Lisääntyvissä määrin on kuitenkin kiinnitetty huomiota lahoppuun laadullisiin ominaisuuksiin ja ennallistamisen laatuvaikutuksiin (Syrjänen ym. 2006). Saproksyytilajien vaatimukset ovat erilaisia eikä laadullisesti vähän vaihteleva lahoppuusto vastaa kaikkien lajien vaatimuksiin (Jonsson ym. 2005). Ennallistamisen tavoitetila ja onnistumisen vertailukohta, luonnontilainen metsä, sisältää ominaisuuksiltaan vaihtelevaa lahoppuuta. Vaihtelu esiintyy puulajeissa, lahoppuun koossa, lahoamisasteessa, pysty- ja maapuun määrissä ja rakenteellisissa ominaisuuksissa, joten luonnontilaisessa metsässä esiintyy monenlaisia lahoppuuhabitatteja (Karjalainen & Kuuluvainen 2002). Ennallistamalla talouskäytössä olleita metsiä ei voida lyhyellä aikavälillä saavuttaa samanlaisia kirjoja lahoppuun ominaisuuksien osalta. Esimerkiksi puulajikoostumuksen yksipuolisuus ja suurikokoisten puiden puute kaventavat saavutettavissa olevaa laatuvalikoimaa. Puustoa käsittelemällä voidaan kuitenkin nopeuttaa puuston järeytymistä ja kuolleisuutta (Caspersen 2006) sekä rikkoa homogeeninen ikärakenne ja monipuolistaa puulajivalikoimaa. Tällöin lahoppuun laadullinen monimuotoisuus tulee lisääntymään aikaviiveellä mutta kuitenkin nopeammin kuin ilman toimenpiteitä.

1.7 Tutkimuksen tavoitteet

Lahoppuumäärän kehittymistä pitkällä aikavälillä ei voida suoraan mitata, joten toimenpiteen pitkän aikavälin vaikutuksen ja lahoppuuston kehittymisen selvittämiseksi on laadittava ennusteita. On selvää, että luontaisen kehityksen myötä suojelualueille tavoitteeksi asetettu lahoppuumäärä saavutettaisiin ilman ennallistavia toimenpiteitäkin, mutta oletettavasti vasta pidemmän ajan kuluttua. Lahoppuun tuottaminen nostaa lahoppuun määrää välittömästi, mutta tuotetun lahoppuun tilavuus alkaa nopeasti vähetä lahoppuuskehityksen edetessä. Tämä voi johtaa kehitykseen, jossa lahoppuun määrässä näkyy ennallistamisen aiheuttama piikki, mutta ennallistamisen kerta-luontoisuuden vuoksi lahoppuun määrä palautuu pian lähelle alkuperäistä tasoa. Se, onko lisäys vain väliaikainen vai säilyykö saavutettu lahoppuun määrän taso, riippuu tuotetun lahoppuun lahoamisnopeudesta ja elävän puuston tulevasta kuolleisuudesta.

Tutkimuksen päätavoitteena oli määrittää lahoppuun määrän kehitys kahdella laajalla suojelualueella ennallistamistoimenpiteiden jälkeen. Tarkastelu tehtiin alueellisena tarkasteluna koko kansallispuistojen alueella, vaikka vain pieni osa metsistä ennallistetaan. Ennallistettua pinta-alaa tarkasteltiin myös erikseen, jotta nähtiin kerta-luonteisen lahoppuun lisäyksen paikallinen vaikutus ja kesto. Päätavoitteen tuottamaa tietoa voidaan soveltaa, kun päätetään alueiden ennallistamisen täydentämistarpeesta, kun mittarina toimii lahoppuun määrä.

Päätavoitteen saavuttamiseen tarvittavia laskelmia varten tutkimuksessa selvitettiin myös vahingoitettujen puiden kuolleisuus. Tietoa vahingoittamisen vaikutuksista eri puulajien kuolemisnopeuteen voidaan soveltaa myös ennallistamisen suunnittelussa ja työtapojen valinnassa.

2 Aineisto ja menetelmät

2.1 Ennusteen lahopusitteet

Ennusteen tekemiseksi tarvittiin tieto tutkimusalueiden nykyisestä, ennallistamalla tuotetusta ja tulevaisuudessa luonnonprosesseissa muodostuvasta lahopuusta. Koska puiden lahoaminen ei ole vakionopeudella tapahtuvaa, kaikille lahopusitteille määritettiin kuolinaika, joka on myös lahoamisen alkamisaika. Vahingoittamalla tuotetun lahopuun kuolemista ei ole julkaistuja tuloksia, joten kuolleisuus selvitettiin esitutkimuksella.

2.1.1 Ennen ennallistamista muodostunut lahopuu

Puustotiedot nykyhetkeltä (elävä puusto + lahopuu) perustuvat Metsähallituksen SutiGis-järjestelmän tietoihin. Koloveden luontotieto on kerätty ja päivitetty järjestelmään pääosin (99 % pinta-alasta) vuosina 2003–2004 (S. Lahdensalo ja R. Perkiö, henk.koht. tiedonannot) ja Liesjärven vuonna 2004 (98 %) (T. Heinänen, henk.koht. tiedonanto). Kuollut puusto on jaettu kuolleeseen pystypuuhun ja maapuuhun, jotka on jaettu edelleen kolmeen lahoasteluokkaan (taulukko 3). Lahoasteluokitus on esitelty liitteessä 1. Kuolleen puuston arvioinnissa on huomioitu rinnankorkeuslöpimitaltaan (1,3 m) 7 cm ylittävät puut. Mikäli maapuun tilavuudesta yli 50 % on kokonaan maatunut, puuta ei ole huomioitu lainkaan. Tutkimusalueiden puusto on mitattu ja tallennettu koko maassa valtion mailla käytettävän ohjeistuksen mukaan (Metsähallitus 2005).

Lahopuun määrää ei ole inventoinneissa kirjattu, mikäli sitä on ollut kuviolla alle 5 m³/ha.

Näille kuvioille määriteltiin satunnaisesti tasaja-kaumalla 0, 1, 2, 3 tai 4 m³ lahopuuta hehtaarille. Lisätty lahopuu jaettiin edelleen lahoasteisiin sekä pysty- tai maalahopuiksi samassa suhteessa kuin alueella inventoinneissa havaittu lahopuu esiintyi. Koloveden kansallispuistossa kuvioita, joilta lahopuumäärää ei oltu kirjattu, oli 1 189 kpl yhteispinta-alaltaan 1 460 ha ja Liesjärven kansallispuistossa 507 kpl pinta-alaltaan 663 ha.

2.1.2 Ennallistamalla muodostunut lahopuu

Lahopuuta tuotettiin Kolovedellä vuosina 2004–2005. Lahopuuta ei tuoteta lisää voimassa olevien suunnitelmien mukaan. Liesjärvellä toimenpiteet tehtiin 2001–2003 ja suunnitellusta lahopuun tuottamisesta on tehty 75–80 %. Toimenpiteitä on tehty Kolovedellä 226 hehtaarilla ja Liesjärvellä 309 hehtaarilla. Laskuissa käytetyn tuotetun lahopuun määrä perustuu ennallistamistoimenpiteiden yhteydessä kerättyihin runkolukuihin, jotka on siirretty SutiGis-järjestelmään. Tuotetut maalahopuu- ja pystylahopuumäärät on eritelty.

2.1.3 Esitutkimus vahingoitettujen puiden kuolleisuuden selvittämiseksi

Vahingoitettujen pystypuiden kuolleisuus määritettiin vierailemalla kesällä 2006 seitsemällä suojelualueella, joilla puita on vahingoitettu vuosina 1998–2005. Alueet olivat Pinkjärven luonnonhoitometsä (Eurajoki), Vaarun luonnonsuojelualue (Korpilahti) ja Siikanevan (Ruovesi) soi-

Taulukko 3. Koloveden ja Liesjärven kansallispuistojen inventoinneissa havaittu lahopuumäärä. Luvut eivät sisällä ennallistamalla tuotettua lahopuuta eivätkä vähälahopuustoille kuvioille määriteltyä lahopuuta.

Lahoasteluokka	Kolovesi (m ³ /ha)	Liesjärvi (m ³ /ha)
Maalahopuu, lahoaste I	0,61	0,66
Maalahopuu, lahoaste II	2,03	1,46
Maalahopuu, lahoaste III	1,17	0,16
Pystylahopuu, lahoaste I	0,61	0,84
Pystylahopuu, lahoaste II	1,84	1,65
Pystylahopuu, lahoaste III	0,34	0,72
Yhteensä	6,6	5,5

densuojelualue sekä Nuuksion (Espoo, Kirkkonummi ja Vihti), Valkmusan (Kotka, Pyhtää), Isojärven (Kuhmoinen) ja Leivonmäen (Leivonmäki) kansallispuistot. Vahingoitettujen puiden kuolleisuus määritettiin erikseen koivulle, männylle ja kuuselle. Puut jaettiin eläviin (ei huomattavia heikentymisen merkkejä), kituviin (selvästi heikentynyt, kuolee todennäköisesti 1–2 vuoden kuluessa) ja kuolleisiin (ei vihreitä neulasia tai lehtiä). Vahingoitustavat eriteltiin viiteen luokkaan ja vahingoituskohta tutkittiin elämänlangan selvittämiseksi (elämänlanka on vahingoituskohtaan jätetty tai jäänyt vahingoittumaton kohta). Jos puuta oli vaurioitettu kahdella tai useammalla sahausuralla, tuli kaikissa urissa olla vahingoittumaton kohta, jotta puulle merkittiin elämänlanka. Yleisimmin käytetty vahingoitus tapa on moottorisahakaulaus kahdella uralla ja analyysissä otettiin lopulta huomioon vain tällä menetelmällä vahingoitetut puut (taulukko 4).

Puulajit kestävät vahingoittamista eri tavoin. Elämänlangattomista kuusista 96 % kuolee kahden vuoden kuluessa vahingoittamisesta. Koivu ja mänty kestävät vahingoittamista paremmin, mutta niilläkin kuolleisuus ensimmäisen kahden vuoden aikana on korkea. Jos puulle on jätetty tai jäänyt elämänlanka, koivu ja mänty selviävät vahingoittamisesta hyvin. Kuusen kuolleisuus nousee korkeaksi elämänlangallisenakin (kuva 1).

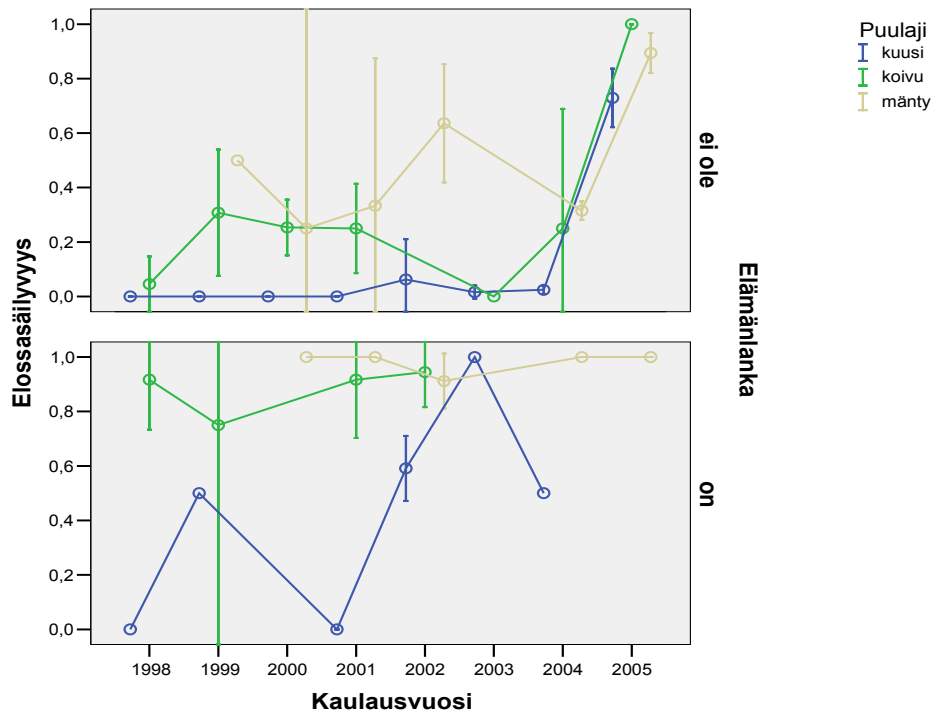
2.1.4 Tulevaisuudessa muodostuva lahopuu

Lahopuumäärät ja elävän puuston määrät tulevaisuudessa perustuvat MELA-ohjelmiston (Siitonen ym. 1996) metsikkösimulaattorilla tehtyihin simulaatioihin. MELA-simulaatio perustuu puutason malleihin eli alueiden puuston kehityksestä tehdään päätelmiä mallipuita seuraamalla (Hynynen ym. 2002). Simulaatiota varten muodostettujen laskentayksikköjen lähtötiedot perustuvat SutiGis-järjestelmän puustotietoihin. Simulaatio tuotti molemmille tutkimusalueille 10 vuoden aikajaksoilla (vuodet 2006, 2016, ... , 2146, 2156) elävän puuston kokonaismäärän ja luonnonpoistuman puulajeittain (kuusi, mänty, koivu ja muu lehtipuu). MELA:n tuottama luonnonpoistuma on runkopuuta (Hannu Hirvelä, henk.koht. tiedonanto). Luonnonpoistuman arvot saatiin keskimääräisenä arvona kymmenen vuoden jaksoille (kuva 2).

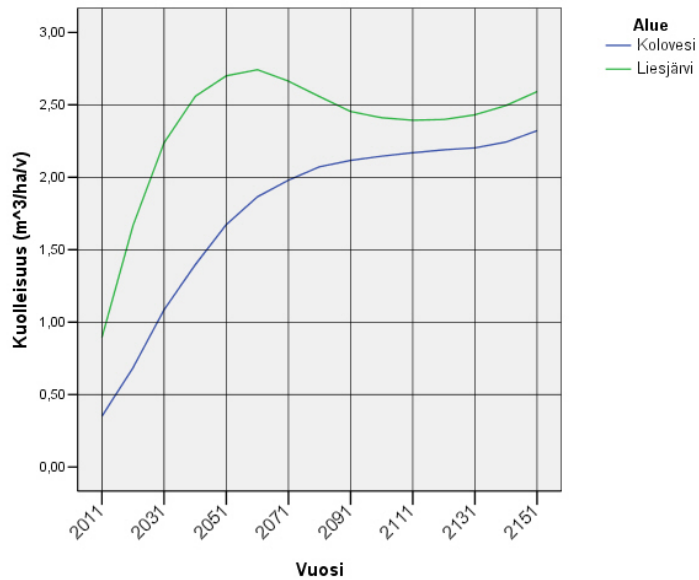
Yksi simulaatio tuottaa korkeintaan kymmenen välitulosta, joten simulaatioita tehtiin kaksi molemmille alueille. Ensimmäinen simulaatio sisälsi vuodet 2006–2086 ja toinen vuodet 2086–2156. Simulaatioiden väliset erot yhteisen vuoden 2086 kohdalla olivat pieniä: Puuston kokonaistilavuudessa ero oli 0,05 % Kolovedellä ja 0,01 % Liesjärvellä.

Taulukko 4. Mitatut vahingoitetut puuyksilömäärät, joissa vahingoitustapa oli moottorisahakaulaus kahdella uralla.

Puulaji	Kaulausvuosi								Yhteensä
	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	
Kuusi	72	29	49	45	63	94	307	24	683
Koivu	23	15	69	32	29	1	6	4	159
Mänty	0	1	3	7	8	0	436	37	512
Yhteensä	95	45	121	84	100	95	749	65	1 354



Kuva 1. Vuosina 1998–2005 vahingoitettujen puiden elosssäilyvyys kesällä 2006. Elosssa oleville puille on annettu arvo 1, kituville arvo 0.5 ja kuolleille arvo 0. Yläkuvassa ovat puut, joilla ei ole elämänlankaa, ja alakuvassa puut, joille elämänlanka on jäänyt tai jätetty.



Kuva 2. Ennusteessa käytetty simuloitu kuolleisuus 2006–2156.

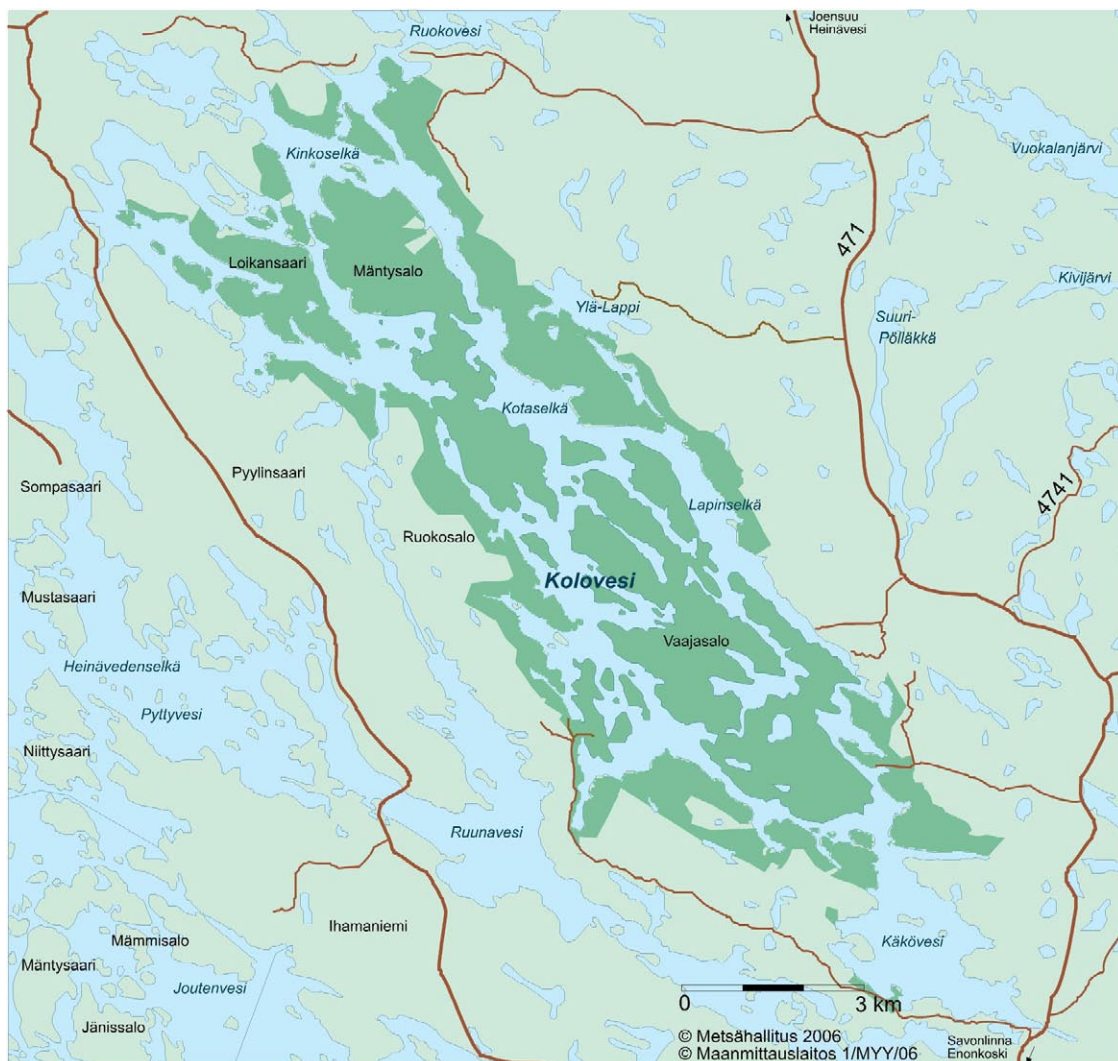
2.2 Tutkimusalueet

Tutkimuskohteiksi valittiin kaksi kansallispuistoa. Valintakriteereitä oli kolme: 1) kohteessa on tuotettu lahopuuta ennallistamistoimin, 2) kohde on kooltaan riittävän suuri alueelliseen tarkasteluun ja 3) kohteen puustotiedot (elävä puusto + lahopuu) on inventoitu viimeisen viiden vuoden aikana ja tiedot on tallennettu Metsähallituksen SutiGis-järjestelmään. Luontotiedon laatua arvioitiin alueita tuntevien Metsähallituksen suunnittelijoiden kanssa (selvitettiin järjestelmässä olevan tiedon ajantasaisuus) sekä vertaamalla SutiGis-järjestelmässä olevia kuvioiden lahopuutietoja tiedossa oleviin tehtyihin toimenpiteisiin. Tutkimuksen kohteeksi otetut alueet, Koloveden ja Liesjärven kansallispuistot, valittiin neljän tarkastellun kansallispuiston joukosta. Kahdessa jatkotarkastelusta pois jätety-

sä puistossa oli joko ennallistamistyöt suurelta osalta tekemättä tai lahopuuta koskevat tiedot olivat puutteellisia. Tutkimusalueilta sisällytettiin tarkasteluun vain metsämaa eli kiviöt, joilla puuston keskimääräinen vuotuinen kasvu on vähintään 1 m³/ha sadan vuoden kiertoaajalla.

2.2.1 Koloveden kansallispuisto

Koloveden kansallispuisto sijaitsee Itä-Suomen läänissä Enonkosken, Heinäveden ja Savonrannan kunnissa. Kansallispuiston luonnonsuojelulliset päätarkoitukset ovat Saimaan saaristoluonnon, saimaannorpan elinympäristön ja Etelä-Suomen metsäluonnon suojeleminen. Vuonna 1990 perustetun kansallispuiston pinta-ala oli perustamishetkellä 23 km² (Laki Koloveden... 1990). Kansallispuisto koostuu alkuperäisessä muodossaan pääosin kahdesta suuresta saa-



Kuva 3. Koloveden tutkimusalue. Tutkimusalueesta 86 % on tarkasteluun sisältyvää metsämaata.

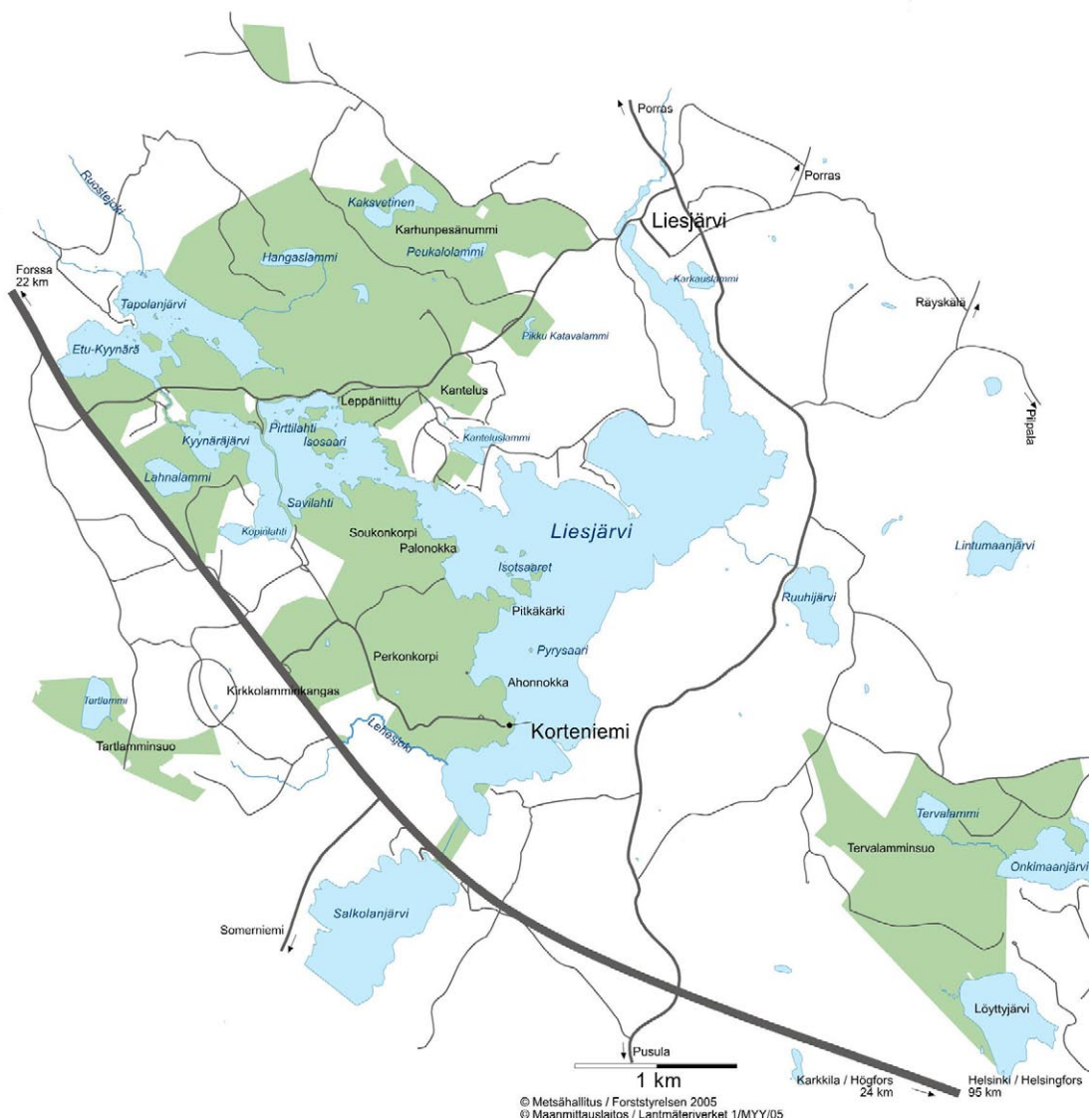
resta, Vaaja- ja Mäntysalo, joiden lisäksi siihen kuuluu myös pieni määrä alueita mantereelta sekä pienempiä saaria. Tutkimusalue (kuva 3) käsittää nykyisen kansallispuiston lisäksi laajennusosan n. 15 km², joka liitetään myöhemmin osaksi puistoa. Koko alueen pinta-ala on 3 800 ha (38 km²), josta metsämaata on 86 % eli 3 270 ha (32,7 km²).

Koloveden kansallispuiston metsät ovat nykytilanteessakin melko iäkkäitä (taulukko 5). Metsämaasta 63 % on mänty-, 26 % kuusi- ja 10 % koivuvaltaista (taulukko 6). Elävän puuston kokonaistilavuus on 702 000 m³ (215 m³/ha). Kolovedelle ominaista on vedestä kohoavat kalliojyrkänteet ja suurin osa metsistä onkin karuja kalliomänniköitä. Saarten ja mantereen sisäosissa on rehevempiä painanteita, joissa kuusi on valitseva puulaji.

2.2.2 Liesjärven kansallispuisto

Liesjärven kansallispuisto (Laki Liesjärven... 2005) sijaitsee Etelä-Suomen läänissä Tammelan kunnassa sekä Someron ja Karkkilan kaupungeissa. Kansallispuisto on perustettu 1956 ja sitä on laajennettu kaksi kertaa. Koko alueen pinta-ala on 2 100 ha (21 km²), josta metsämaata 82 % eli 1 730 ha (17,3 km²). Tutkimusalue on yhtenevä kansallispuiston nykyisten rajojen kanssa (kuva 4).

Liesjärven alueen metsät ovat nuorempia kuin Koloveden alueen (taulukko 5). Elävän puuston kokonaistilavuus on 347 000 m³ (201 m³/ha). 1700-luvun lopulta 1800-luvun lopulle asti kasvikalvus ja tervanpoltto olivat tyypillistä metsänkäyttöä Tammelan ylängöllä, mikä oli tuhoisaa alueen metsille. Suurin osa kansallispuistosta



Kuva 4. Liesjärven tutkimusalue. Tutkimusalueesta 82 % on tarkasteluun sisältyvää metsämaata.

on ollut valtion hallussa vuodesta 1878, jolloin myös kaskeaminen ja tervanpoltto päättyivät. Suurin osa alueesta on ollut kuitenkin metsätalouskäytössä kansallispuiston perustamiseen (v.

1956) asti. Luonnontilaisimmat metsät on suojeltu säästömetsinä 1920-luvulta lähtien. Nykyään Liesjärven alueella vallitsevia ovat mäntyvaltaiset metsät ja tuoreet kuusikot (taulukko 6).

Taulukko 5. Tutkimusalueiden metsämaan pinta-ala (ha) ikäluokittain vuonna 2006 ja ikäluokan osuus koko metsämaasta. Kolovedellä 57 % ja Liesjärvellä 20 % pinta- alasta on yli 100-vuotiasta metsää.

Ikäluokka (vuotta)	Kolovesi		Liesjärvi	
	Pinta-ala (ha)	% metsämaasta	Pinta-ala (ha)	% metsämaasta
0	13,2	0,4	3,0	0,2
1–20	176,0	5,4	82,9	4,8
21–40	500,6	15,3	366,8	21,2
41–60	221,6	6,8	367,6	21,2
61–80	184,3	5,6	244,6	14,2
81–100	306,7	9,4	313,8	18,2
101–120	610,4	18,7	125,2	7,2
121–140	861,1	26,4	105,0	6,1
141–	392,0	12,0	118,8	6,9
Yhteensä	3 265,9	100,0	1 727,7	100,0

Taulukko 6. Tutkimusalueiden puulajivaltaisuus vuonna 2006.

Puulajivaltaisuus	Kolovesi		Liesjärvi	
	Pinta-ala (ha)	% metsämaasta	Pinta-ala (ha)	% metsämaasta
Puuton ala	13,2	0,4	3,0	0,2
Mäntyvaltaiset	2 052,8	62,9	951,1	55,1
Kuusivaltaiset	843,0	25,8	628,2	36,3
Koivuvaltaiset	330,8	10,1	136,6	7,9
Muu lehtipuu -valtaiset	26,1	0,8	8,8	0,5
Yhteensä	3 265,9	100,0	1 727,7	100,0

2.3 Menetelmät

2.3.1 Puun kuolinajan määrittäminen

Lahoamisen alkuhetkeksi määritettiin puun kuolinaika. Puun asennolla (pystyssä, kaatunut) kuolinhetkellä tai kaatumisen ajankohdalla ei ole vaikutusta lahoamisnopeuteen. Ennen ennallistamista muodostuneen lahoppuun kuolinajoista ei ollut tietoa. Metsähallituksen käyttämä kolmasteinen lahoppuuluokitus ei myöskään ole yleisesti muualla käytetty, eikä luokitusta ole käytetty tutkimuksissa, joissa on selvitetty lahoamisen etenemistä ajan suhteen. Tästä johtuen kolmeluokkainen lahoasteluokitus muunnettiin kahdeksanluokkaiseen (Jonsson 2000 sit. Söderström 1988 ja McCullough 1948) sopivaksi, jotta lahoppuun keskimääräinen syntyikä voitiin päätellä jokaiselle luokalle erikseen (liite 1).

Ennallistamisen tuloksena syntyneen maalahoppuun eli kaadettujen puiden kuolinaika tiedettiin, joten määrät voitiin siirtää suoraan ennusteeseen. Vahingoitetun puun osalta ennusteen laskelmissa käytettiin esitutkimuksen perusteella määritettyä kuolleisuutta. Puulajeittainen sovitettu kuolleisuus määritettiin painottaen vuosia, joilta vahingoitettuja puita oli runsaasti ja useammalta kuin yhdeltä kuviolta (liite 2). Kuusilla vahingoittamisen aiheuttama kuolleisuus summautuu 100 %:iin, mutta männyllä ja koivulla 90 %:iin, eli vahingoitetuista puista 10 % jää henkiin vahingoittamisesta huolimatta.

2.3.1 Lahoamisen eteneminen

Kummallekin tutkimusalueelle tehtiin kaksi (nopea ja hidas lahoaminen) lahoppuun määrän laskevaa matriisia MS Excel -ohjelmalla. Matriisiin syötettiin vuosittain kuoleva puumäärä vuosille 1971–2156. Matriisi laski puun tilavuuden vähenemisen vuosittain.

Puun lahoamista seurattiin negatiivisen eksponentiaalisen mallin avulla, joka on yleisimmin käytetty malli tutkittaessa lahoppuun tilavuuden, tiheyden tai massan häviämistä. Yksinkertainen malli perustuu olettamukseen, että lahoaminen on suhteessa jäljellä olevaan materiaaliin (Harmon ym. 1986):

$$Y_t = Y_0 * e^{-kt}, \text{ jossa}$$

- Y_t = lahoppuun määrä ajanhetkellä t
- Y_0 = lahoppuun määrä kuolinhetkellä
- k = lahoamisnopeutta kuvaava vakio
- t = aika syntyhetkestä (vuosia).

Lahoppuun määrän kehittymiselle tehtiin kaksi skenaariota käyttäen kaksia vakion k arvoja (hidas ja nopea lahoaminen, taulukko 7). Vakion arvot ovat Luoteis-Venäjällä Leningradin ja Novgorodin alueilla tehdyistä tutkimuksista. Nopean lahoamisen tapauksessa vakion arvoja on käytetty sellaisenaan (Krankina & Harmon 1995) ja hitaan lahoamisen tapauksessa vakion suuruus on arvioitu Tarasovin & Birdseyn (2001) ja Harmonin ym. (2000) mukaan. Vakioiden on arvioitu olevan käyttökelpoisia eteläisen Fennoskandian oloissa samankaltaisten olosuhteiden takia (Siitonen 2001).

Taulukko 7. Käytetyt lahoamisnopeusvakiot (suluissa vastaava vuotuinen poistuma).

Puulaji	Hidas lahoaminen	Nopea lahoaminen
Kuusi	0,020 (2,0%)	0,034 (3,4%)
Mänty	0,020 (2,0%)	0,033 (3,3%)
Koivu	0,040 (4,0%)	0,045 (4,5%)
Muut lehtipuut	0,050 (5,0%)	0,050 (5,0%)

3 Tulokset

3.1 Lahopuun määrä suojelualue- tasolla

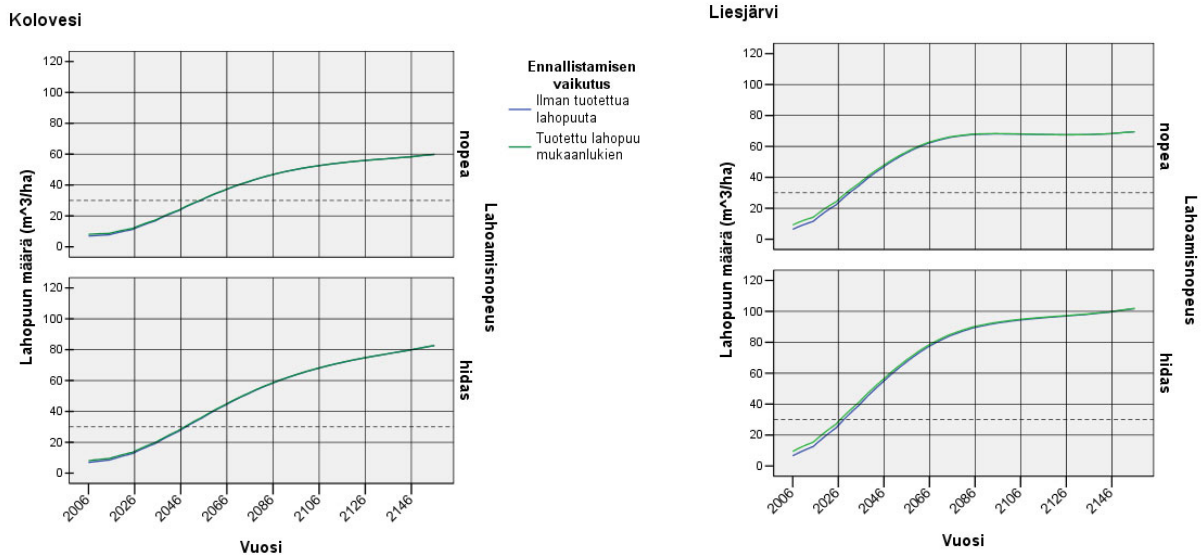
Koloveden kansallispuiston lahopuumäärä nousee tarkastelujaksolla 2006–2156 nykyisestä 8 m³:stä 60–82 m³:iin hehtaarilla ja Liesjärvelä vastaavasti 9 m³:stä 70–102 m³:iin hehtaarilla (kuva 5). Ennallistamistyöryhmän (2003) asettama tavoite keskimääräisestä lahopuun määrästä suojelualueilla, 30 m³/ha, saavutetaan Kolovedellä 2048–2055 ja Liesjärvellä 2027–2030 riippuen siitä, onko lahoamisnopeus hidas vai nopea. Aluetason tarkastelussa tuotettu lahopuu nostaa lahopuumäärää välittömästi toimenpiteen jälkeen 2,7 m³/ha Liesjärvellä ja 1,2 m³/ha Kolovedellä.

3.2 Lahopuun määrä ennallistetulla pinta-alalla

Lahopuun lisäystä on tehty Kolovedellä 428 hehtaarin alueella, jolle lahopuuta on tuotettu 4 010 m³. Liesjärvellä vastaavat luvut ovat 309 ha ja 6 640 m³. Koloveden ennallistetulla (lahopuun

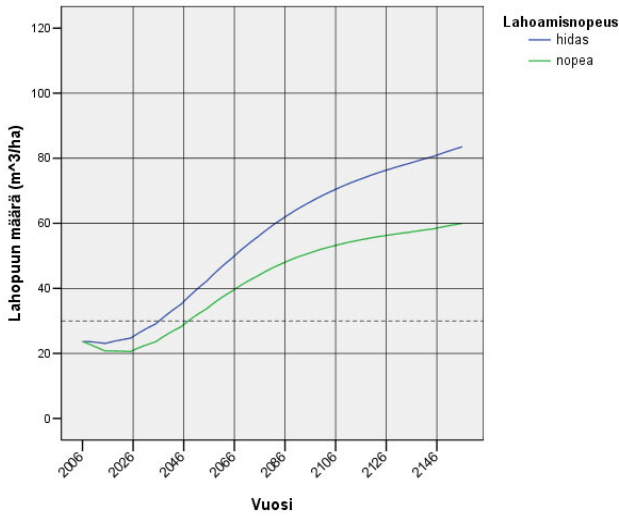
tuottaminen) pinta-alalla lahopuuta on 23,6 m³. Nopean lahoamisen skenaariossa lahopuun määrä on alhaisimmillaan 20,6 m³/ha vuonna 2025. Hitaan lahoamisen skenaariossa lahopuun määrä ei juurikaan laske ja on alhaisimmillaan 23,1 m³/ha vuonna 2015. Liesjärven ennallistetulla pinta-alalla lahopuuta on 22,0 m³/ha. Lahopuun määrä ei laske kummassakaan skenaariossa vaan nousee nopeasti (kuva 6).

Lahopuun tuottaminen aiheuttaa pitkakes-
toisen lisäyksen lahopuumäärässä ennallistetul-
la pinta-alalla. Kun ennallistettujen alueiden
lahopuumäärää verrataan ennallistamattomien
alueiden lahopuumäärään, ero määrässä tasoittuu
hitaasti tuotetun lahopuun lahoamisen edetes-
sä. Vahingoitetut männyt (molemmat alueet) ja
koivut (Liesjärvi) kuolevat viiveellä ja toimenpi-
teen vaikutus näkyy pitkään uutena, muodostu-
vana lahopuuna. Tuotettu maalahopuu eli kaa-
detut puut puolestaan alkavat lahota välittömästi
toimenpiteen jälkeen. Koko suojelualueen mitta-
kaavassa lahopuun tuottaminen ei lisää merkittä-
västi lahopuun määrää (kuva 7).

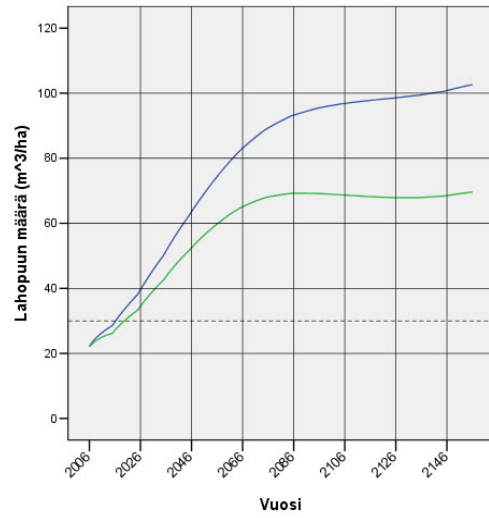


Kuva 5. Lahopuun määrän kehitys Koloveden ja Liesjärven kansallispuistojen metsämaalla 2006–2156.

Kolovesi

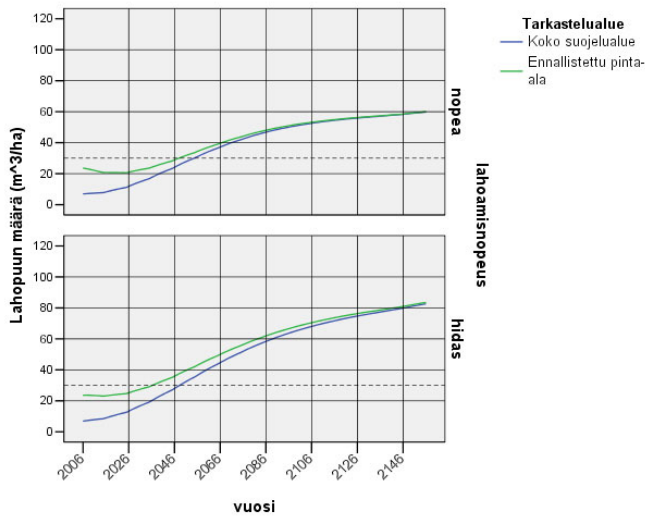


Liesjärvi

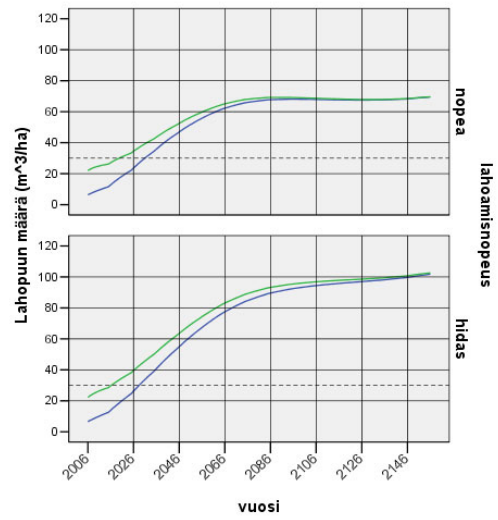


Kuva 6. Lahopuun määrän kehitys Koloveden ja Liesjärven kansallispuistojen kuvioilla, joilla on tuotettu lahopuuta. Vuoden 2006 jälkeinen kuolleisuus on oletettu samaksi kuin koko suojelualueella.

Kolovesi



Liesjärvi



Kuva 7. Lahopuun määrä koko suojelualueella ja toimenpiteiden piirissä olleella pinta-alalla.

4 Tulosten tarkastelu

Ennallistamistoimenpiteillä on onnistuttu nostamaan lahopuun määrä ennallistetuilla kuvioilla yli kaksinkertaiseksi. Lahopuun määrä toimenpiteiden piirissä olleilla kuvioilla pysyy alun pientä notkahdusta lukuun ottamatta saavutetulla tasolla ja alkaa kasvaa luonnonpoistuman lisääntyessä. Suojelualueen tasolla toimenpiteet eivät kuitenkaan ole nostaneet lahopuun määrää mainittavasti, koska käsitellyt pinta-alat ovat olleet pieniä ja tuotettu lahopuumäärä alhainen. Tästä johtuen Ennallistamistyöryhmän asettama määrällinen tavoite, lahopuuta keskimäärin 30 m³/ha suojelualueilla 20 vuoden kuluessa, ei täyty, ellei kohteilla tapahdu paljon puita tappavia luonnollisia häiriöitä. Ennallistamisen onnistumisen tai epäonnistumisen kannalta johtopäätöksiä ei kuitenkaan voida vetää ainoastaan tämän tavoitteen toteutumisen perusteella. Asetettu tavoite on valtakunnan tason tavoite, jota ei ole määritelty biologisilla perusteilla mielekkääksi ja joka ei huomioi lainkaan mm. lahopuun laatua. Tämä, yhdessä ennusteen luotettavuuteen liittyvien seikkojen kanssa, on huomioitava mahdollisia täydentäviä ennallistamistöitä suunniteltaessa.

4.1 Ennusteen luotettavuus

4.1.1 Puustotietojen ja MELA-simulaation luotettavuus

Tulokset perustuvat lahopuun ja elävän puuston määrään mittaushetkellä sekä MELA-ohjelmistolla tehtyyn simulaatioon. Lahopuun määrä on arvioitu vain kuvioilta, joilla sitä on vähintään 5 m³/ha. Siten suurimmalla osalla tutkimusalueiden kuvioista lahopuun määrä ei ollut tiedossa ja niille määriteltiin lahopuuta 0, 1, 2, 3 tai 4 m³ hehtaarille. Ohjeistus jättää alle 5 m³/ha lahopuuta sisältävät kuviot arvioimatta ja tästä johtuva ”nollakuvioiden” suuri määrä (Koloveden kansallispuistossa pinta-alaltaan 14,6 km², 45 % metsämaasta) aiheuttavat epäluotettavuutta tulokseen, jonka vaikutusta voidaan arvioida vasta käynnissä olevan luontotiedon laadun arvioinnin tulosten valmistuttua. Puustotiedot on kerätty inventointiohjeistuksella, jossa mukaan luetaan rinnankorkeusläpimitaltaan yli 7 cm:n rungot. Usein lahopuututkimuksissa on alarajana

10 cm, mikä vähentää tulosten vertailukelpoisuutta muihin tutkimuksiin. Toisaalta ongelma poistuu ennustetta eteenpäin tulkittaessa, koska simulaatiossa on mukana yli 10 cm läpimitaltaan oleva puu.

MELA-ohjelmiston simulaattori on kehitetty ensisijaisesti talousmetsien erilaisten käsittelyjen aiheuttamiin muutoksiin kasvussa ja hakkuukertymässä. Mallit perustuvat kivennäismaiden kasvatusmetsiin (INKA), taimikoihin (TINKA) ja suometsiin (SINKA) perustettujen kestokokeiden sekä 6., 7. ja 8. valtakunnan metsien inventoinnin (VMI) tuloksiin. Kestokokeisiin on hyväksytty mukaan vain kohteita, jotka ovat terveitä, metsätaloudellisesti kelvollisia ja tasa-ikäisiä ja joissa vallitseva puulaji muodosti yli 50 % tilavuudesta. MELA:n antamat tulokset ovat luotettavimmillaan alueilla, jotka muistuttavat ominaisuuksiltaan em. mallinnusaineistoa (Hynynen ym. 2002). Tutkimusalueet ovat nykytilanteessa osittain edellä kuvatun kaltaisia metsätaloushistorian vuoksi, mutta laadultaan epätasaisia kuvioita esiintyy tutkimusalueilla. Näillä kuvioilla mm. puulajisekoitus, puiden epätasainen sijoittuminen ja kokojakauman vaihtelu alentavat mallin luotettavuutta (Hynynen ym. 2002, H. Hirvelä, henk.koht. tiedonanto). Lähtötilanteen ikärakenne on kuitenkin molemmilla tutkimusalueilla sellainen, että valtaosa kuvioista vastaa aineistoa, johon mallinnus perustuu.

MELA:ssa ei oteta huomioon allogeenisten häiriöiden esiintymistä. Tutkimusalueilla tämä näkyy mm. kuusen runsastumisena simulaatioissa ja kuolleisuuden tasaisena lisääntymisenä yhdessä elävän puuston kokonaistilavuuden kanssa ilman alhaisen ja korkeamman kuolleisuuden aikakausia. Häiriöt, mm. myrskyt ja tuli, lisäävät kuitenkin lahopuuta ja muuttavat puulajisuhteita alueilla seuraavan 150 vuoden aikana. Tutkimuksessa esitettyä ennustettua lahopuumäärää voidaan siten pitää minimiarviona, johon häiriöt tuovat ennustamattoman lisänsä.

Tarkastelu-aika, 150 vuotta, on pitkä simuloitavaksi. Mallien luotettavuus heikkenee ajan pidentyessä. MELA:lla sekä vastaaviin malleihin perustuvilla muilla ohjelmistoilla simulaatioiden yleisesti käytetty pituus on noin 50–60 vuotta. Koska MELA:n tuottama kuolleisuus, korkeim-

millaan 2,7 m³/ha/v (kuva 3), pysyi hyväksyttävien rajojen sisäpuolella (taulukko 8) koko 150 vuoden ajan ja alkoi tasaantua vasta 100 vuoden jälkeen, ei tarkasteluaikaa lyhennetty.

Tutkimusalueiden simulointitulokset käsiteltiin kokonaisuutena, eikä kuviokohtaisia tarkistuksia tehty. Vaikka koko alueen tulokset ovat hyväksyttävissä rajoissa, voivat ne koostua epäloogisista kuviotason tuloksista. MELA:n kanssa samoihin malleihin perustuu mm. MONSU-ohjelmisto, jolla tehty vastaava simulaatio Kolin kansallispuiston alueella johti kuviotasolla epäuskottaviin kehityksiin lahoppuun määrässä (Nieminen 2006).

4.1.2 Lahoamisnopeusmallin ja -vakioiden luotettavuus

Yksinkertaisessa laskennallisessa mallissa lahoamisnopeuden määrää käytetty laskutapa ja lahoamisnopeusvakio. Tässä käytetty laskutapa on yleisimmin käytetty yksinkertainen eksponentiaalinen malli, jonka on todettu kuvaavan hyvin (Harmon ym. 1986) tilavuuden, massan ja tiheyden muutosta lahoamisen edetessä. Lahoamisnopeusvakio on määritetty useissa tutkimuksissa mm. kuuselle, männylle ja koivuille, lähinnä Suomea Länsi- ja Luoteis-Venäjällä sekä Norjassa (Krankina & Harmon 1995, Næsset 1999, Tarasov & Birdsey 2001). Tässä tutkimuksessa käytettiin Luoteis-Venäjällä määritettyjä lahoamisnopeusvakioita, joiden on arvioitu sopivan myös Suomen olosuhteisiin (Siitonen 2001). Vakioon

ja sen arvoihin voi kohdistaa kritiikkiä, koska niiden määrittäminen on vaikeaa ja tuloksissa voi olla jopa kertaluokan ero johtuen mm. ilmastollisista tekijöistä, kasvupaikasta (korkeus, ravinteisuus, topografia), elävän puuston vaikutuksista ja kuolintavasta (Rock & Badeck 2004).

Ennusteessa maa- ja pystylahoppu lahoavat samalla nopeudella. Ennusteen tarkentaminen vaatisi pystyssä ja kaatuneena olevien puiden lahoamisen käsittelemistä erikseen, koska niiden lahoaminen etenee eri tavalla ja nopeudella. Kuoleman jälkeen puulle tapahtuvat asiat ovat hankalia ennustaa etenkin laajalla alueella. Mm. mänty voi kuolemansa jälkeen keloutua ja säilyä pystylahoppuuna satoja vuosia tai kaatua muutaman vuoden jälkeen ja jatkaa lahoamista lahoaa kestävämpänä maapuuna kuin tuoreena kaatunut puu. Ennusteessa lahoamisen lähtökohdaksi on valittu puun kuolinaika, mutta todennäköisesti puun kaatumisajankohta olisi luotettavampi ajankohta vakionopeudella alkavan lahoamisen alkuhetkeksi (Storaunet & Rolstad 2002). Todistusaineisto yleissääntöihin lahoamisprosessissa kuitenkin puuttuu useissa itsestään selviltäkin vaikuttavissa piirteissä: läpimitan ja kuolleen puun asennon (pystyssä, kaatunut) vaikutuksesta lahoamisnopeuteen on saatu keskenään eriäviä, jopa päinvastaisia tuloksia (Harmon ym. 1986, Næsset 1999, Mäkinen ym. 2006). Lisäksi tutkimusalueiden laajuus rajoittaa mahdollisuuksia käyttää mm. lahoamisen alkuajankohtana mitään muuta kuin puun kuolinaikaa.

Taulukko 8. Lahoamisnopeuden ja kuolleisuuden tasapainotaulukko (Siitonen 2001). Luvut ovat lahoppuun määrä/ha annetuilla kuolleisuuden ja lahoamisnopeuden arvoilla. Jos kuolleisuus ja lahoamisnopeus pysyvät vuosittain samoina, lahoppuun määrä vakiintuu ko. tasolle. Suluissa olevat arvot ovat epätodennäköisiä Suomen oloissa, tummennetut arvot ovat lähimpänä ennusteessa käytettyjä.

Kuolleisuus (m ³ /ha/v)	Lahoamisnopeus						
	0.015	0.020	0.025	0.030	0.035	0.040	0.045
0.5	33	25	20	17	14	13	11
1.0	66	50	40	33	29	25	22
2.0	132	100	80	67	57	50	45
4.0	(265)	(200)	160	133	114	100	89
6.0	(397)	(300)	(240)	200	171	150	133
8.0	(530)	(400)	(320)	(267)	(229)	200	178
10.0	(662)	(500)	(400)	(333)	(286)	(250)	(222)

4.2 Lahopuun tuottotavan merkitys

Puun lahoamisen ensivaiheet riippuvat pääasiassa puun kuolintavasta. Primäärilahottajat vaikuttavat sienilajiston sukkessioon (Renvall 1995). Siten lahopuun lisäys on paras toteuttaa eri tavoin puita vahingoittamalla ja tappamalla, mahdollisesti kiinnittäen erityistä huomiota vaateaiempiin lajeihin. Ennallistamiskohteilla tuotetaan lahopuuta yleensä sekä maahan kaatamalla että pystyyn vahingoittamalla. Maahan kaadetut puut alkavat välittömästi nopeasti etenevän lahoamisen. Pystyyn vahingoitetut puut puolestaan kuolevat hitaasti ja useimmiten kehittyvät pystyyn kuivaessaan lahoa kestävämmiksi. Eri menetelmillä tuotetun lahopuun ominaisuuksista ja merkityksestä saproksyyllilajeille ei vielä ole tarpeeksi tietoa, mutta tässä tutkimuksessa selvitetyn vahingoitettujen puiden kuolleisuuden perusteella voi esittää kysymyksen mm. kuusen osalta maahan kaatamisen mielekkyydestä. Kuuset kaadetaan yleensä halvimmalla mahdollisella menetelmällä eli metsurityönä sahaamalla puu matalaan kantoon, eikä työnnetä kumoon juuripaakkuineen kuten olisi mm. tuulen aiheuttaman luontaisen kuoleman jäljittelyn kannalta parempi. Sahattu kuusi, jolla ei ole järeää oksistoa eikä kannattavaa juuripaakkuja, painuu nopeasti maata vasten. Vaikka tällekin lahopuulle löytyy lahottajansa, ei lahopuuta synny luontaisesti vastaavalla menetelmällä kuin pieniä määriä. Vahingoittamisen jälkeen kuuset kuolevat pitkän ajan kuluessa ja kaatumisia tapahtuu kuoleman jälkeen pitkään puun katketessa tai kaatuessa juuripaakkuineen. Vahingoittamalla kuusia voidaan siten luoda useita tyyppisiä lahopuuta: sekä kuorellista että kuoretonta maa- ja pystypuuta ja eri korkeudelta katkennutta puuta. Vahingoittamista puoltaa sekin, että kaatuessaan puuhun muodostuu ainakin osittainen repeämispinta, joka sahattuun puuhun verrattuna näyttää luontaisesti kaatuneelta. Myös virkistykäytölle olisi oleellista, että nykyiset ennallistamiskohteet eivät erottuisi mm. kansallispuistoissa 10–20 vuoden päästä.

4.3 Suositukset tuleviksi toimenpiteiksi suojelualueilla

Ennallistamistyöryhmä (2003) asetti tavoitteeksi keskimäärin 30 m³ lahopuuta hehtaaria kohden suojelualueilla. Tavoitteesta jääminen johtaa hel-

posti päätelmään, että ennallistamistoimia täytyy jatkaa tai täydentää tavoitteeseen pääsemiseksi. Asetettu kuutiometrimäärä ei kuitenkaan voi olla itsestäänselvä tavoite, vaan tilannetta täytyy tarkastella uuden tiedon valossa kokonaisuutena. Lahopuun laadulla on suuri merkitys saproksyyleille organismeille, eikä ennallistamistoimin voida lisätä mm. järeää lahopuuta monelakaan kohteella, koska järeitä puita ei ole. Jos lahopuuta lisättäisiin edelleen samoilla kohteilla, tuotettaisiin alueille mm. koon ja puulajin suhteen samanlaista lahopuuta. Tämä ei todennäköisesti toisi merkittävää lisäarvoa ennallistamiselle verrattuna panoksen kohdistamista lahopuun laadun monipuolistamiseen. Kun alueille on tuotettu lahopuuta, puustolle on jo luotu edellytykset järeytyä ja muodostaa nopeammin kaivattua suuriläpimittaista lahopuuta. Vaakakupin toisessa päässä painavat lahopuun tuottamisen muut vaikutukset: toimilla on vähennetty tulevien vuosikymmenten luonnonpoistumaa alentamalla kilpailua ja luotu kovin homogeeninen lahopuukohortti metsiin samanikäisestä, -lajisesta ja -paksuisesta puusta. Mikäli lahopuun määrää halutaan lisätä, tulisi mahdollinen toinen aalto tehdä vasta ajan kuluttua, jotta alueille saadaan lahoamisen eri vaiheissa olevaa lahopuuta. Toimenpiteet tulee myös edelleen tehdä vallitsevan käytännön mukaisesti eli lahopuu tuotetaan keskittymiin. Tällöin vältetään puiden kilpailun ja tulevan kuolleisuuden alentamiselta ja luodaan tarvittavia lahopuukeskittymiä.

Alueilla tehdyt lahopuun lisäykset ovat koskeneet niin pientä pinta-alaa, että toimenpiteillä on rajallinen paikallinen vaikutus. Elleivät ennallistamiseen käytettävissä olevat resurssit lisäänty, on tulevien toimien suunnittelussa kiinnitettävä yhä enemmän huomiota niiden kohdentamiseen. Tämä tarkoittaa kohdeharkintaa ja lahopuun laatuominaisuuksien lisäämistä, johon nykyiset määrälliset mittarit, ennallistettu pinta-ala ja tuotettu lahopuumäärä, eivät ohjaa. Tulevat ennallistamistoimet lahopuun lisäyksen osalta tulisi keskittää ominaisuuksiltaan arvokkaan lahopuun lisäämiseen sekä alueilla esiintyvien, erityisiä elinympäristövaatimuksia omaavien saproksyyllilajien elinolojen turvaamiseen.

Kiitokset

Erityiskiitos Juha S. Salmelle, joka ystävällisesti teki MELA-simulaatiot. Aineiston keruun aikana monet Metsähallituksen työntekijät avustivat mm. kohteiden löytämisessä ja valinnassa sekä karttojen teossa, mistä kiitos heille. Metsäntutkimuslaitokselta kiitämme Aleksii Lehtosta ja Jari Hynystä ennakkoluulottomasta avusta. Ympäristöministeriön tuki T&K-rahoituksen muodossa antoi taloudellisia edellytyksiä työn suorittamiseen.

Lähteet

- Andrén, H. 1994: Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. – *Oikos* 71: 355–366.
- 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.
- Bull, J. C., Pickup, N. J., Pickett, B., Hassell, M. P. & Bonsall, M. B. 2007: Metapopulation extinction risk is increased by environmental stochasticity and assemblage complexity. – *Proceedings of the Royal Society B* 274: 87–96.
- Berglund, H. & Jonsson, B. G. 2005: Verifying an extinction debt among lichens and fungi in northern Swedish boreal forests. – *Conservation Biology* 19: 338–348.
- Caspersen, J. P. 2006: Elevated mortality of residual trees following single-tree felling in northern hardwood forests. – *Canadian Journal of Forest Research* 36: 1255–1265.
- Ennallistamistyöryhmä 2003: Ennallistaminen suojelualueilla. Ennallistamistyöryhmän mietintö. – Suomen ympäristö 618. 220 s.
- Fridman, J. & Walheim, M. 2000: Amount, structure, and dynamics of dead wood on managed forestland in Sweden. – *Forest Ecology and Management* 131: 23–36.
- Gu, W., Heikkilä, R. & Hanski, I. 2002: Estimating the consequences of habitat fragmentation on extinction risk in dynamic landscapes. – *Landscape Ecology* 17: 699–710.
- Hahn, K. & Christensen, M. 2004: Dead wood in European forest reserves – a reference for forest management. – Teoksessa: Marchetti, M. (toim.), Monitoring and indicators of forest biodiversity in Europe – from ideas to operationality. *EFI Proceedings* 51: 181–191.
- Hansen, A., Spies, T., Swanson, F. & Ohmann, J. 1991: Conserving biodiversity in managed forests. Lessons from natural forests. – *BioScience* 41: 292–382.
- Hanski, I. 2000: Extinction debt and species credit in boreal forests: modelling the consequences of different approaches to biodiversity conservation. – *Annales Zoologici Fennici* 37: 271–280.
- 2004a: Paikalliskannan häviämiskäsi. Tietolaatikko 3.5. – Teoksessa: Kuuluvainen, T., Saaristo, L., Keto-Tokoi, P., Kostamo, J., Kuuluvainen, J., Kuusinen, M., Ollikainen, M. & Salpakivi-Salomaa, P. (toim.), Metsän kätöksissä – Suomen metsäluonnon monimuotoisuus. Edita Publishing, Helsinki. S. 95.
- 2004b: Luonnonmetsien pinta-alan vähenemisen vaikutus lajimäärään. Tietolaatikko 3.6. – Teoksessa: Kuuluvainen, T., Saaristo, L., Keto-Tokoi, P., Kostamo, J., Kuuluvainen, J., Kuusinen, M., Ollikainen, M. & Salpakivi-Salomaa, P. (toim.), Metsän kätöksissä – Suomen metsäluonnon monimuotoisuus. Edita Publishing, Helsinki. S. 100.
- Harmon, M., Franklin, J., Swanson, F., Sollins, P., Gregory, S., Lattin, J., Anderson, N., Cline, S., Aumen, N., Sedell, J., Lienkaemper, G., Cromack, K. & Cummins, K. 1986: Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. – *Advances in Ecological Research* 15: 133–302.
- , Krankina, O. & Sexton, J. 2000: Decomposition vectors: a new approach to estimating woody detritus decomposition dynamics. – *Canadian Journal of Forest Research* 30: 76–84.
- Harrison, S. & Bruna, E. 1999: Habitat fragmentation and large-scale conservation: what do we know for sure? – *Ecography* 22(5): 225–232.

- Heilmann-Clausen, J. & Christensen, M. 2004: Does size matter? On the importance of various dead wood fractions for fungal diversity in Danish beech forests. – *Forest Ecology and Management* 201: 105–117.
- Hildén, M., Auvinen, A.-P. & Primmer, E. (toim.) 2005: Suomen biodiversiteettiohjelman arviointi. – *Suomen ympäristö 770*. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 251 s.
- Hofgaard, A. 1993: 50 years of change in a Swedish boreal old-growth *Picea abies* forest. – *Journal of Vegetation Science* 4: 773–782.
- Hokkanen, M., Aapala, K. & Alanen, A. (toim.) 2005: Ennallistamisen ja luonnonhoidon seurantasuunnitelma. – *Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja*. Sarja B 76. 85 s.
- Hynynen, J., Ojansuu, R., Hökkä, H., Siipilehto, J., Salminen, H. & Haapala, P. 2002: Models for predicting stand development in MELA system. – *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 835. 116 s.
- Ihalainen, A. & Siitonen, J. 2006: Lahopuuston määrä talousmetsissä ja suojelualueilla VMI9: n tulosten perusteella. – Teoksessa: Horne, P., Koskela, T., Kuusinen, M., Otsamo, A. & Syrjänen, K. (toim.), METSO:n jäljillä. Etelä-Suomen metsien monimuotoisuusohjelman tutkimusraportti. S. 78–79.
- Ilvessalo, Y. 1920: Kasvu- ja tuottotaulukot Suomen eteläpuoliskon mänty-, kuusi- ja koivumetsille. – *Acta Forestalia Fennica* 15: 1–94.
- 1967: On the development of natural normal forest stands in south-eastern north-Finland. – *Acta Forestalia Fennica* 81. 85 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. 2000: Availability of coarse woody debris in a boreal old-growth *Picea abies* forest. – *Journal of Vegetation Science* 11: 51–56.
- , Kruys, N. & Ranius, T. 2005: Ecology of species living on dead wood – Lessons for dead wood management. – *Silva Fennica* 39(2): 289–309.
- 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.
- Krankina, O. N. & Harmon, M. E. 1995: Dynamics of the dead wood carbon pool in northwestern Russia boreal forests. – *Water, Air and Soil Pollution* 82: 227–238.
- Kruys, N., Jonsson, B. G. & Stahl, G. 2002: A stage-based matrix model for decay-class dynamics of woody debris. – *Ecological Applications* 12: 773–781.
- 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.
- Laki Koloveden kansallispuistosta 16.2.1990/167.
- Laki Liesjärven kansallispuiston laajentamisesta 28.1.2005/251.
- Lutz, J. & Halpern, C. 2006: Tree mortality during early forest development: a long term study of rates, causes, and consequences. – *Ecological Monographs* 76(2): 257–275.
- McCullough, H. 1948: Plant succession on fallen logs in a virgin spruce-fir forest. – *Ecology* 29: 508–513.
- Metsähallitus 2005: Luontopalvelujen luontotyyppi-inventoinnin maastotyöohje. – *Metsähallitus, Vantaa*. 141 s.

- Mäkinen, H., Hynynen, J., Siitonen, J. & Sievänen, R. 2006: Predicting the decomposition of scots pine, norway spruce and birch stems in Finland. – *Ecological Applications* 16: 1865–1879.
- Mönkkönen, M. 2004: Lajimäärän suhde pinta-alaan. Tietolaatikko 1.3. – 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, Helsinki. S. 31.
- Næsset, E. 1999: Decomposition rate constants of *Picea abies* logs in southeastern Norway. – *Canadian Journal of Forest Research* 29: 372–381.
- Niemelä, T. 2005: Käävät, puiden sienet. – *Norrinia* 13. 320 s.
- Nieminen, E. 2006: Lahopuusta riippuvaisten lajien elinmahdollisuudet Kolin kansallispuistossa nyt ja tulevaisuudessa. Ennuste lahoppuun laadullisista ja määrällisistä muutoksista vuosina 2003–2006. – *Pro gradu -työ, Joensuun yliopisto, Metsätieteellinen tiedekunta, Joensuu*. 92 s.
- Penttilä, R. 2005: Metsien ennallistamisen merkitys lajiston palautumiselle: etäisyys lähdealueesta, lahoppuun määrä ja aika häiriöstä. – Teoksessa: Otsamo, A. (toim.), *MOSSE puolimatassa – monimuotoisuuden tutkimusohjelman (2003–2006) välitulokset*. Hanasaari 17.–18.11.2004. Seminaarikooste. *MMM:n julkaisuja* 14/2004. S. 126–127.
- , Siitonen, J. & Kuusinen, M. 2004: Polypore diversity in managed and old-growth boreal *Picea abies* forests in southern Finland. – *Biological Conservation* 117: 271–283.
- Pimm, S., Russell, G., Gittleman, J. & Brooks, T. 1995: The future of biodiversity. – *Science* 269: 347–350.
- Rassi, P., Alanen, A., Kanerva, T. & Mannerkoski, I. (toim) 2001: Suomen lajien uhanalaisuus 2000. – *Ympäristöministeriö ja Suomen ympäristökeskus, Helsinki*. 432 s.
- Renvall, P. 1995: Community structure and dynamics of wood-rotting Basidiomycetes on decomposing conifer trunks in northern Finland. – *Karstenia* 35: 1–51.
- Rock, J. & Badeck, F. W. 2004: Finding decay constants for European tree species – problems and possibilities. – Esitelmä. <www.efi.fi/coste21/ftp/2004-10-06/Rock_Badeck_Oct_2004.ppt>. Viitattu 18.7.2006.
- 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.
- , Kuuluvainen, T. & Siitonen, J. 2002. Tree mortality in a *Pinus sylvestris* dominated boreal forest landscape in the Vienansalo wilderness area, eastern Fennoscandia. – *Silva Fennica* 36: 127–145.
- Siitonen, J. 1998: Lahoppuun merkitys metsäluonnon monimuotoisuudelle – kirjallisuuskatsaus. – Teoksessa: Annala, E. (toim.), *Monimuotoinen metsä. Metsäluonnon monimuotoisuuden tutkimusohjelman väliraportti*. *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 705: 131–161.
- 2001: Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms. Fennoscandian boreal forests as an example. – *Ecological Bulletins* 49: 11–41.
- & Hanski, I. 2004: Metsälajiston ekologia ja monimuotoisuus. – Teoksessa: Kuuluvainen, T., Saaristo, L., Keto-Tokoi, P., Kostamo, J., Kuuluvainen, J., Kuusinen, M., Ollikainen, M. & Salpakivi-Salomaa, P. (toim.), *Metsän kätköissä – Suomen metsäluonnon monimuotoisuus*. Edita Publishing, Helsinki. S. 76–109.

- , 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.
- , Kaila, L., Kuusinen, M., Martikainen, P., Penttilä, R., Punttila, P. & Rauh, J. 2001: 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, M., Härkönen, K., Hirvelä, H., Jämsä, J., Kilpeläinen, H., Salminen, O. & Teuri, M. 1996: MELA Handbook. 1996 Edition. – Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 622. 452 s.
- 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.
- Sirén, G. 1955: The development of spruce forest on raw humus sites in northern Finland and its ecology. – *Acta Forestalia Fennica* 62: 1–363.
- Storaunet, K. & Rolstad, J. 2002: Time since death and fall of Norway spruce logs in old-growth and selectively cut boreal forest. – *Canadian Journal of Forest Research* 32: 1801–1812.
- Syrjänen, K., Horne, P., Koskela, T. & Kumela, H. 2006: METSON seuranta ja arviointi. Etelä-Suomen metsien monimuotoisuusohjelman seurannan ja arvioinnin loppuraportti. – Maa- ja metsätalousministeriö, ympäristöministeriö, Metsäntutkimuslaitos ja Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 348 s. + liitteet.
- Söderström, L. 1988: Sequence of bryophytes and lichens in relation to substrate variables of decaying coniferous wood in northern Sweden. – *Nordic Journal of Botany* 8: 89–97.
- Tarasov, M. & Birdsey, R. 2001: Decay rate and potential storage of coarse woody debris in the Leningrad region. – *Ecological Bulletins* 49: 137–147.
- Tilman, D., May, R. M., Lehman, C. I. & Nowak, M. A. 1994: Habitat destruction and the extinction debt. – *Nature* 371: 65–66.
- Tukia, H., Hokkanen, M., Jaakkola, S., Kallonen, S., Kurikka, T., Leivo, A., Lindholm, T., Suikki, A. & Virolainen, E. 2003: Metsien ennallistamisopas. – Metsähallituksen luonnonuojelujulkaisuja. Sarja B 58. 87 s.
- 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. 52 s.
- Wilson, E. 1985: The biological diversity crisis: a challenge to science. – *BioScience* 35: 700–706.
- Økland, B., Bakke, A., Hågvar, S. & Kvamme, T. 1996: What factors influence the diversity of saproxylic beetles? A multiscaled study from a spruce forest in southern Norway. – *Biodiversity and Conservation* 5: 75–100.

Lahoasteluokkien muunnokset

Alkuperäinen: Metsähallituksen 3-asteinen lahoasteluokitus (Metsähallitus 2005)

Kuolleen pystyvuun lahoasteluokat

Lahoasteluokka 1

Äskettäin kuollut puu, kaarna ja oksat eivät ole vielä karisseet.

Lahoasteluokka 2

Puolilaho; havupuilla kaarna karissut osittain tai kokonaan (kaarnaa usein puiden tyvellä), lehtipuilla tuohi jäljellä, mutta puuainees alkanut lahota, oksat pääosin karisseet.

Lahoasteluokka 3

Havupuun kuivettunut ranka. Lehtipuun runko pehmentynyt, pysyy pystyssä enää kaarnan/tuohen tukemana.

Maapuun lahoasteluokat

Lahoasteluokka 1

Tuore tai kova; vasta kaadettu tai kaatunut puu, jossa ainakin kuori jäljellä, puukko uppoaa puuhun vain muutamia millijä.

Lahoasteluokka 2

Hiukan laho tai puolilaho; kuori usein repeillyt ja paikoin pudonnut, rungolla usein epifyyttikasvustoja. Puukko uppoaa runkoon useita senttejä.

Lahoasteluokka 3

Läpilaho tai lähes maatunut; puuainekseltaan pehmeä, epifyyttien osittain tai kokonaan peittämä puu, puukko tunkeutuu puuainekseen helposti tai melko helposti kahvaa myöten.

Kohdeluokitus: 8-asteinen lahoasteluokitus (Jonsson 2000)

Decay class 1

Tree died recently, needles remaining, bark intact.

Decay class 2

Some bark loss, more than 50% bark remaining, wood hard.

Decay class 3

Less than 50% bark remaining, wood hard.

Decay class 4

Wood slightly soft.

Decay class 5

Wood soft, small pieces lost.

Decay class 6

Wood soft, larger pieces lost and trunk deformed.

Muunnos

Metsähallitus	pystypuu	lahoastelk 1 >	Jonsson 1 ja 2 keskiarvo:	kuolemasta 9 vuotta
Metsähallitus	pystypuu	lahoastelk 2 >	Jonsson 3 ja 4 keskiarvo:	kuolemasta 26 vuotta
Metsähallitus	pystypuu	lahoastelk 3 >	Jonsson 5:	kuolemasta 35 vuotta
Metsähallitus	maapuu	lahoastelk 1 >	Jonsson 2:	kuolemasta 15 vuotta
Metsähallitus	maapuu	lahoastelk 2 >	Jonsson 3 ja 4 keskiarvo:	kuolemasta 26 vuotta
Metsähallitus	maapuu	lahoastelk 3 >	Jonsson 5:	kuolemasta 35 vuotta

Sovitettu kuolleisuus koivulle, kuuselle ja männylle

Lihavoidut arvot todetussa elävien osuudessa ovat sovittamisessa painotettuja arvoja, joista on paljon havaintoja.

Koivu

Vuosia vahingoittamisesta	Elävien osuus, todettu (n)	Elävien osuus, sovitettu	Kuolleisuus
1	1 (4)	1	
2	0,33 (6)	0,45	0,55
3	0 (1)	0,405	0,045
4	– (0)	0,3645	0,0405
5	0,31 (26)	0,32805	0,03645
6	0,28 (69)	0,295245	0,032805
7	0,46 (13)	0,265721	0,029525
8	0,1 (11)	0,239148	0,026572
9		0,215234	0,023915
10		0,19371	0,021523
11		0,174339	0,019371
12		0,156905	0,017434
13		0,14906	0,007845
14		0,141607	0,007453
15		0,134527	0,00708
16		0,1278	0,006726
17		0,12141	0,00639
18		0,11534	0,006071
19		0,109573	0,005767
20		0,104094	0,005479

Kuusi

Vuosia vahingoittamisesta	Elävien osuus, todettu (n)	Elävien osuus, sovitettu	Kuolleisuus
1	1 (24)	1	
2	0,04 (306)	0,04	0,96
3	0,02 (93)	0,02	0,02
4	0,14 (8)	0	0,02
5	0 (42)	0	0
6	0 (49)	0	0
7	0 (28)	0	0
8	0 (71)	0	0
9	1 (24)	0	0

Mänty

Vuosia vahingoittamisesta	Elävien osuus, todettu (n)	Elävien osuus, sovitettu	Kuolleisuus
1	1 (33)	1	
2	0,48 (433)	0,48	0,52
3	- (0)	0,432	0,048
4	0,91 (11)	0,3888	0,0432
5	0,33 (6)	0,34992	0,03888
6	0,5 (2)	0,314928	0,034992
7	1 (1)	0,283435	0,031493
8	- (0)	0,255092	0,028344
9		0,229583	0,025509
10		0,206624	0,022958
11		0,185962	0,020662
12		0,167366	0,018596
13		0,158997	0,008368
14		0,151048	0,00795
15		0,143495	0,007552
16		0,13632	0,007175
17		0,129504	0,006816
18		0,123029	0,006475
19		0,116878	0,006151
20		0,111034	0,005844
21		0,105482	0,005552
22		0,100208	0,005274

Uusimmat Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisut

Sarja A

- No 165 Lavento, M. & Lahelma, A. (toim.) 2007: Sama maisema, eri kulkijat. Repoveden kansallispuisto kivikaudelta 1900-luvulle. 142 s.
- No 166 Sulkava, P. & Norokorpi, Y. (toim.) 2007: Luontomatkailun vaikutukset kasvillisuuteen ja maaston kulumiseen Pallas-Yllästunturin kansallispuistossa. 75 s. (verkkojulkaisu)
- No 167 Rauhala, P. 2007: Perämeren kansallispuiston pesimälinnusto 1960–2006. 68 s.
- No 168 Yrjölä, R., Tanskanen, A. & Sarvanne, H. 2007: Pihlajaveden linnustoseelvitys vuonna 2006. (verkkojulkaisu)
- No 169 Grönholm, S. & Berghäll, J. 2007: Cooperation between coastal protected areas and surrounding societies – from experiences to recommendations. 73 s.
- No 170 Heinonen, M. (ed.) 2007: State of the Parks in Finland. Finnish protected areas and their management from 2000 to 2005. 313 s.
- No 171 Leppänen, T., Osmonen, O., Kyykkä, T., Sulkava, P., Rajasärkkä, A., Karhu, H. & Honkola, J. 2007: Inarijärven linnut. 69 s.
- No 172 Salminen, J. 2007: Paahdeympäristöjen hyönteisseuranta. 181 s. (verkkojulkaisu)
- No 173 Kunttu P. & Halme P. 2007: Keski-Suomen valtion maiden käävät. 97 s.

Sarja B

- No 77 Luhta, P.-L. & Moilanen, E. 2006: Iijoen kunnostettujen jokien kalataloudellinen seuranta 2000–2004. 81 s.
- No 78 Metsähallitus 2006: Metsähallituksen julkisten hallintotehtävien toimintaker-tomus 2005. 62 s.
- No 79 Niikkonen, T. 2006: Parikkalan Siikalahden lintuveden kävijätutkimus 2003–2004. 57 s. (verkkojulkaisu)
- No 80 Tuuri, A. & Hannelius, S. 2007: Metsänomistajien näkemyksiä luonnonsuojelualueiden kaupoista. 54 s.
- No 81 Metsähallitus 2007: Metsähallituksen julkisten hallintotehtävien toimintaker-tomus 2006. 51 s.
- No 82 Aho, R., Liukkonen, T. & Joensuu, O. 2007: Kalastuspalvelut Metsähallituksen kalastusasiakkaiden mielissä. 43 s.
- No 83 Päivinen, J. & Aapala, K. (toim.) 2007: Metsien ja soiden ennallistamisen seurantaohje. 98 s. (verkkojulkaisu)
- No 84 Liukkonen, T., Bisi, J., Hallila, H. & Joensuu, O. 2007: Mielipiteitä metsästyksestä valtion mailla. 68 s.
- No 85 Kettunen, A. 2007: Puurijärven ja Isonsuon kansallispuiston kävijätutkimus 2005. 37 s. (verkkojulkaisu)

Julkaisu on luettavissa osoitteessa:
www.metsa.fi/julkaisut

ISSN 1235-6549
ISBN 978-952-446-629-5 (pdf)