

## ✚ Erirakenteishakkuiden vaikutus aluskasvillisuuden rakenteeseen metsäojitetuissa korvissa

Short-term effects of selection harvesting on the structure of understorey vegetation in drained *Picea abies* mires

Joni Haapakoski, Juha-Pekka Hotanen, Jari Miina,  
Leila Korpela & Raisa Mäkipää

*Joni Haapakoski, Itä-Suomen yliopisto, Metsätieteiden osasto, Yliopistokatu 7, 80100 Joensuu, email: jonihaapakoski@gmail.com*  
*Juha-Pekka Hotanen, Luonnonvarakeskus, Yliopistokatu 6B, 80100 Joensuu*  
*Jari Miina, Luonnonvarakeskus, Yliopistokatu 6B, 80100 Joensuu*  
*Leila Korpela, Luonnonvarakeskus, Latokartanonkaari 9, 00790 Helsinki*  
*Raisa Mäkipää, Luonnonvarakeskus, Latokartanonkaari 9, 00790 Helsinki*

Jatkuvapeitteistä metsänkasvatusta on ehdotettu vaihtoehdoksi avohakkuiden käyttöön perustuvalla metsänkasvatukselle etenkin turvemailla, mutta menetelmän vaikutukset tunnetaan puutteellisesti. Tämän tutkimuksen tavoitteena oli analysoida voimakkuudeltaan kahden erilaisen erirakenteishakkuun (hakkuun jälkeiset puuston pohjapinta-alat 17 m<sup>2</sup>/ha ja 12–13 m<sup>2</sup>/ha) aiheuttamia, kahden vuoden aikana tapahtuneita kasvillisuusmuutoksia metsäojitetuissa korvissa sekä testata voiko hakkuiden aiheuttamia kasvilajien runsausmuutoksia ennustaa valtakunnalliseen (VMI) kasvillisuusaineistoon perustuvien mallien avulla. Erirakenteishakkuiden vaikutusta lajistoon sekä lajien ja lajiryhmien runsauksiin tutkittiin kokeellisesti kohteilla, jotka sijaitsivat eteläboreaalisen vyöhykkeen pohjoisosissa Multialla, Heinävedellä ja Juuassa. Kasvilajien vasteita koala- ja puustotunnuksiin, erityisesti puuston pohjapinta-alaan, tutkittiin koko maan kattavan kasvillisuusaineiston avulla. Lisäksi analysoitiin vastemallien soveltuvuutta hakkuiden vaikutusten ennustamiseen käyttäen kokeellisen tutkimuksen aineistoa testiaineistona. Heinät ja sarat sekä ruohot runsastuivat nopeasti hakkuun jälkeen. Selvimmin hyötyivät pallosara (*Carex globularis*), metsätähti (*Trientalis europaea*) ja metsäalvejuuri (*Dryopteris carthusiana*). Kenttäkerrokseen kuuluvat puut (alle 50 cm) ja pensaat runsastuivat voimakkaammin hakatuilla aloilla, lajeista esimerkkinä vadelma (*Rubus idaeus*). Mustikan (*Vaccinium myrtillus*) ja puolukan (*Vaccinium vitis-idaea*) runsauksissa ei tapahtunut juuri muutoksia. Sammalet yleensä niukkenivat hakkuun myötä, mutta karikkeella kasvavat suikerosammalet (*Brachythecium spp.*) hie-man runsastuivat voimakkaammin käsitellyillä aloilla. Lajimäärämuutokset eivät olleet tilastollisesti merkitseviä. Tutkitut käsittelyt olivat kasvillisuutta hyvin säästäviä. Tulokset ovat todennäköisesti yleistettävissä tavanomaisten harvennusten vaikutuksiin. Kasvilajien vastemallit selittivät havaittujen peittävyysmuutosten suuntaa pääosin hyvin, mutta peittävyysien tasoissa oli selvää, osin ajourista ja hakkuutähteistä johtuvaa vaihtelua. Tutkimuksen tuloksia voidaan hyödyntää arvioitaessa eri hakkuutapojen vaikutuksia aluskasvillisuuden rakenteeseen, sen merkitykseen metsikön vesi- ja ravinnetaseisiin, metsien uudistumiseen sekä ekosysteemipalveluihin.

Avainsanat: jatkuva kasvatus, kasvillisuus, parittainen t-testi, poimintahakkuu, turvekangas, yleistetty lineaarinen malli, yläharvennus

Keywords: continuous cover forestry, generalized linear model, ground vegetation, paired sample t-test, peatland, thinning from above, uneven-aged cutting

## Johdanto

Borealisessa metsäekosysteemissä aluskasvillisuudella on merkittävä rooli metsikön uudistumisen, ravinteiden kierron ja biomassatuotannon kannalta (mm. Nilsson & Wardle 2005). Kasvillisuus (ml. puusto) määrää muodostuvan karikkeen määrän ja laadun, mikä yhdessä mikrobiyhteisöjen ja ympäristötekijöiden (lämpötila, kosteus, valoisuus, happiolot) kanssa säätelee ainekiertoja ja -taseita. Intensiivinen metsänhoito vaikuttaa voimakkaasti aluskasvillisuuteen sekä turve- että kivennäismailla (Moilanen ym. 1995, Saarinen 2013, Tarvainen ym. 2015, Tonteri ym. 2016, Vanha-Majamaa ym. 2017, Hamberg ym. 2019). Hakkuut muuttavat kasvuolosuhteita lisäämällä auringonvalon määrää, kasvattamalla ilman ja maaperän lämpötilavaihteluja sekä vaikuttamalla maaperän ravinteiden mobilisaatioon ja kosteusolosuhteisiin (Hannerz & Hånell 1997, Rydgren ym. 2004, Heithecker & Halpern 2007, Sarkkola ym. 2010, Päivänen & Hånell 2012).

Suurin osa metsien uudistamisesta Suomessa tapahtuu avohakkuun kautta (Korhonen ym. 2017), ja yleensä turvemaiden metsissä siihen liittyy myös kunnostusojitus. Avohakkuisiin perustuvan metsätalouden negatiiviset vaikutukset luonnon monimuotoisuuteen, vesistöihin ja maisemaan ovat herättäneet kiinnostusta vaihtoehtoisiin metsänhoitomenetelmiin. Vuoden 2014 metsälain uudistus mahdollisti metsien entistä monipuolisemman käsittelyn, kun jatkuvapeitteisen metsänkasvatuksen mahdollistavat pienaukko- ja erirakenteishakkuut (ml. kaistalehakkuut) ja erirakenteishakkuut (mm. poimintahakkuut) sallittiin (Äijälä ym. 2014).

Jatkuvapeitteisessä kasvatuksessa metsä säilyy puustoisena, mutta puuston määrä ja rakenne vaihtelevat toteutettujen hakkuiden voimakkuuden ja jäävän puuston tilajärjestyksen mukaan. Erirakenteishakkuisiin kuuluvissa poimintahakkuissa puustoa harvennetaan kaikista kokoluokista painottaen yläharvennusten tapaan järeimpiä kokoluokkia, mutta metsään jätetään aina riittävä määrä suuria kokoluokkia edustavia puita varmistamaan luontainen siementuotanto ja metsän uudistuminen (Saarinen ym. 2020). Jatkuvapeitteiseen kasvatukseen tähtäävät hakkuut on nähty vaihtoehtona alaharvennuksille ja

avohakkuille erityisesti turvemailla (Nieminen ym. 2018, Saarinen ym. 2020, Juutinen ym. 2021). Turvemaiden osuus Suomen koko metsämaan alasta on noin 25 % ja puuston tilavuudesta 23 % (Korhonen ym. 2017), joten merkittävä osa tulevaisuuden hakkuumahdollisuuksista on turvemailla.

Jatkuvapeitteisen metsänkasvatuksen soveltuvuus turvemailla liittyy muun muassa avohakkuiden aiheuttamaan, kivennäismaihin verrattuna suurempaan ympäristökuormaan (Finér ym. 2010, Koskinen ym. 2011) sekä ojien kunnostuksesta ja ravinnetalouden hoidosta johtuviin kustannuksiin (Juutinen ym. 2021). Avohakkuun jälkeen ojitusalue muuttuu hiileen lähteeksi ainakin joksikin aikaa ja lisäksi ravinne- ja kiintoainepäästöt vesistöihin kasvavat (Huttunen ym. 2003, Mäkiranta ym. 2010, Ojanen ym. 2013, Nieminen ym. 2017, 2020, Korhonen ym. 2019). Jatkuvapeitteisen kasvatuksen menetelmillä näitä vaikutuksia voidaan mahdollisesti lieventää (Nieminen ym. 2018, Saarinen ym. 2020).

Jatkuvapeitteisen metsän puusto ja aluskasvillisuus voi haihdutuksellaan pitää suoveden pinnan tason puuston kasvun kannalta riittävän alhaalla (Sarkkola ym. 2010, 2012, Leppä ym. 2020a, b). Tällöin kunnostusojituksia voitaisiin vähentää. Vedenpinnan ollessa liian alhaalla hiilen vapautumisriski kasvaa, kun taas vedenpinnan ollessa liian korkealla metaanin vapautumisriski sekä fosforin ja liuenneen orgaanisen aineksen huuhtoutumisriski kasvavat (Ojanen ym. 2010, Nieminen ym. 2017, 2020, Ojanen & Minkkinen 2019, Leppä ym. 2020a, b). Runsasravinteisissa turvemaakuusikoissa erirakenteishakkuut voivat olla taloudellisesti kannattavin vaihtoehto (15 vuoden välein suhteellisen voimakkaasti yläharventaen) mahdollistaen metsänkasvatuksen jatkamisen ilman kunnostusojituksia (Juutinen ym. 2021).

Luontaisen uudistamisen näkökulmasta on ymmärrettävä kasvillisuussukcession vaikutus taimettumiseen (Saarinen 2013). Yleisesti ottaen turvemaan metsät uudistuvat hyvin luontaisesti ja ne ovat usein myös valmiiksi erirakenteisia (Päivänen 1999). Erityisesti Pohjois-Suomessa korpikuusikoiden pienaukot ovat taimettuneet hyvin, mutta luontaisesti syntyneiden taimien pituuskehitys on hitaampaa kuin muokattujen alojen

istutustaimien (Hökkä & Mäkelä 2014, Hökkä & Repola 2018). Toisaalta maanmuokkauksella ei ole näyttänyt olevan suotuista vaikutusta pienaukkojen taimettumiseen Pohjois-Suomessa (Hökkä ym. 2012). Myös suojuspuuhakkuin käsiteltyjen turvemaakuusikoiden luontaisesta uudistamisesta on saatu lupaavia tuloksia (Holgen & Hånell 2000). Luontaista uudistumista heikentävä ns. raakahumuskerros, joka muodostuu karikkeesta ja metsäsammalista (Saarinen & Hotanen 2000), jää korvissa ohuemmaksi ja hajanaisemmaksi kuin rämeillä, ja myös suotuisempien kosteusolojen ansiosta taimettumisherkyys säilyy korvissa rämeitä parempana (Moilanen ym. 2011, Saarinen 2013). Kuitenkin korpikuusikoiden uudistamisaloilla aluskasvillisuus voi rehevöityä nopeasti avohakkuun jälkeen ja muokkausjälki sammaloitua, mikä vaikeuttaa niin kylvö- kuin luonnontaimien alkukehitystä (Moilanen ym. 1995, Hannerz & Hånell 1997). Taimettumiseen vaikuttavia tekijöitä olisi vielä syytä selvittää sekä kivennäis- että turvemailla, ja lisäksi tietoa tarvitaan jatkuvapeitteisen kasvatuksen ympäristövaikutuksista, erityisesti turvemailla (Juutinen ym. 2020).

Erilaisten hakkuumenetelmien, mukaan lukien jatkuvapeitteiseen metsänkasvatukseen kuuluvien hakkuukäsittelyjen, vaikutuksia aluskasvillisuuden rakenteeseen on tutkittu kivennäismailla (Vanha-Majamaa ym. 2017 viitteinen). Turvemailla tutkimusta on tehty vähemmän ja se on keskittynyt avohakkuuta seuraavan kasvillisuussukcession alkuvaiheisiin (Moilanen ym. 1995, Saarinen ym. 2009, Hamberg ym. 2019). Jatkuvapeitteisen kasvatuksen vaikutuksia aluskasvillisuuteen ei ole turvemaiden metsissä aiemmin tutkittu. Tosin mustikan (*Vaccinium myrtillus*) ja puolukan (*Vaccinium vitis-idaea*) suhdetta koeala- ja puustotunnuksiin on kuvattu turvemailla käyttämällä mallitusaineistona sekä kivennäismaiden että turvemaiden aineistoa (Turtiainen ym. 2013, 2016). Pitkäikäiset maavarsiyhteyksin levinneet varpukasvustot ovat aluskasvillisuuden keskeinen osa sekä biomassatuotoksen, haihdutuksen että koko yhteisön kilpailusuhteiden kannalta.

Tämän tutkimuksen tavoitteena oli analysoida erirakenteishakkuuden (yläharvennus/

poimintahakkuut) vaikutusta aluskasvillisuuteen metsäojitetuissa korvissa. Työssä tutkittiin, 1) kokeellisesti erirakenteishakkuuden aiheuttamia kasvillisuusmuutoksia, 2) mallitettiin turvemaiden kasvien lajikohtaisten peittävyysien suhdetta kasvupaikka- ja puustotunnuksiin valtakunnallisen kasvillisuusaineiston avulla ja 3) testattiin, miten laadituilla peittävyysmalleilla voidaan ennustaa hakkuukokeilla havaittuja muutoksia. Lajimäärän sekä lajien ja lajiryhmien runsauksien muutoksia analysoitiin, kun kaksi vuotta oli kulunut voimakkuudeltaan kahden erilaisen erirakenteishakkuun toteutuksesta. Koko maan kattavan valtakunnan metsien inventointiaineiston (VMI) avulla mallitettiin kasvilajien peittävyysien suhdetta koeala- ja puustotunnuksiin, erityisesti puuston pohjapinta-alaan. Mustikalle ja puolukalle laadittujen peittävyysmallien soveltuvuutta ennustamaan erirakenteishakkuuden vaikutusta testattiin hakkuukokeilta kerätyn aineiston avulla.

## Aineisto ja menetelmät

### Hakkuukokeet ja kasvillisuusaineisto

Puuston erirakenteishakkuun vaikutusta aluskasvillisuuteen tutkittiin kokeellisesti kolmella metsäojitetulla kohteella, jotka sijaitsevat lähes samalla leveyspiirillä Multialla, Heinävedellä ja Juuassa. Kahdella kohteella tutkittiin kahta eri poimintahakkuuvoimakkuutta (jäävän puuston pohjapinta-ala  $12 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$  ja  $17 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ ) ja kolmannella (Multia) vain yhtä käsittelyvoimakkuutta, jossa jäävän puuston pohjapinta-ala oli  $13 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$  (Taulukko 1). Käsittelyt toteutettiin kokeiden sisään rajatuilla pinta-alaltaan n. 2000  $\text{m}^2$ :n kokoisilla metsikkökoealoilla. Koealojen kuusivaltainen puusto hakattiin tavoitepohjapinta-alaan siten, että kasvamaan jäävässä puustossa oli erikokoisia puita ja myös vallitsevan jakson puita siementuotannon ja metsänuudistamisen varmistamiseksi. Tarkkaan ottaen hakkuumenetelmä oli voimakas yläharvennus, jossa oli poimintahakkuun piirteitä (Sakari Sarkkola, suullinen tieto). Kokeissa tutkituille hakkuukäsittelyille ja hakkaamattomaksi jätetyille kontrollille oli kaksi toistoa (kartta- ja koeala-piirroksat, ks. Haapakoski 2019).

Taulukko 1. Korpikoealojen turvekangastyypit (Laine ym. 2018) ja puuston pohjapinta-ala (PPA, m<sup>2</sup>/ha) ennen hakkuuta vuonna 2016 ja kaksi vuotta hakkuun jälkeen 2018. Tyypin laitevariantit (rehevämpi +/-karumpi -) ja välimuodot Mtkg1- - (Ptkg+) merkitty.

Table 1. Drained peatland forest site type (Laine et al. 2018) and stand basal area (G, m<sup>2</sup>/ha) of the sample plots before selection harvesting in 2016 and two years after the selection harvesting in 2018. Border variants (more fertile +/-infertile -) or transitional types Mtkg1- - (Ptkg+) are identified on the basis of the site fertility characteristics of the vegetation. Rhtkg1 = herb-rich, Mtkg1 = *Vaccinium myrtillus*, Ptkg1 = *V. vitis-idaea* drained peatland forest type 1.

Kohde	Koeala	Turvekangastyypit	PPA 2016	PPA 2018
<i>Municipality</i>	<i>Sample plot</i>	<i>Site type</i>	<i>G</i>	<i>G</i>
Heinävesi (Rouvanlehto)	1	Rhtkg1	23	23
	2	Rhtkg1	22	12
	3	Rhtkg1	22	12
	4	Rhtkg1	24	17
	5	Rhtkg1	21	17
	6	Rhtkg1	22	22
Juuka (Vaarajoki)	1	Mtkg1	24	17
	2	Mtkg1	22	22
	3	Mtkg1	19	17
	4	Mtkg1	25	12
	5	Mtkg1	20	20
	6	Mtkg1	29	12
Multia (Havusuo)	1	Mtkg1- - (Ptkg1+)	25	25
	2	Mtkg1- - (Ptkg1+)	29	13
	3	Mtkg1	31	13
	4	Mtkg1	28	28

Kasvillisuus inventoitiin kullakin koealalla systemaattisesti sijoitetuilta 15:ltä 1 m<sup>2</sup>:n kasvillisuusruudulta ennen hakkuuta vuonna 2016 ja kaksi vuotta hakkuun jälkeen 2018. Kasvillisuusruuduilta arvioitiin kenttä- ja pohjakerroslajiston projektiopieittävydet asteikolla 0.1, 0.2, 0.3, 0.5, 1, 2, 3, 5, 7, 10, 15, ... ,95, 97, 98, ... 100 %. Vadelma (*Rubus idaeus*) ja virpapaju (*Salix aurita*) arvioitiin ilman pituusylärajaa, mutta muuten vain alle 0,5 metriä pitkät puun taimet luettiin kenttäkerrokseen. Lajiston tieteellisissä nimissä noudatettiin putkilokasveilla Hämet-Ahti ym. (1998) ja sammalilla Ulvinen ym. (2002) nimityksiä.

### Hakkuun vaikutuksen tilastollinen analysointi

Kasvillisuusmuutokset analysoitiin parittaisella t-testillä käyttäen SPSS 25.0 -ohjelmistoa. Testi soveltuu tilanteisiin, joissa samapaikkaiset, toisistaan riippuvat otokset on mitattu kaksi kertaa.

Jokaiselta koealalta laskettiin kasviryhmien ja -lajien keskiarvot, joita käytettiin analysoinnissa. Otoskoko oli siten kontrollikoealoilla 6, kevyemmän käsittelyn koealoilla 4 ja voimakkaamman käsittelyn koealoilla 6. Testissä käytettiin peittävyysaineiston logaritimuunnosta. Tällä normalisoitiin pienen aineiston jakaumaa testin soveltuvuuden parantamiseksi (McDonald 2014).

### Valtakunnalliset kasvillisuusaineistot hakkuuvasteiden mallinnuksessa

Vastemallit laadittiin valtakunnan metsien inventoinnin (VMI) yhteydessä vuosina 1985–86 kerätyllä kasvillisuus- ja koealatunnusaineistolla. Tuolloin perustettiin maanlaajuinen pysyvien koealojen verkosto, joka koostuu 3009:stä 300 m<sup>2</sup>:n suuruisesta koealasta (Heikkinen & Reinikainen 2001, Mäkipää & Heikkinen 2003). Inventoinnissa kenttä- ja pohjakerroslajien peit-



tävydet arvioitiin koealoille systemaattisesti sijoitetuilta, yleensä neljältä 2 m<sup>2</sup>:n kasvillisuusruudulta. Ruuduilta laskettiin koealakohtaiset keskipeittävydet (Heikkinen & Reinikainen 2001). Tähän tutkimukseen aineistosta poimittiin korpiin kuuluvat koealat (n = 246). Niistä ruohoisille koealoille osui yhteensä 83, mustikkaisille 142 ja puolukkaisille vain 21 koealaa.

Mallintaminen tehtiin käyttäen yleistettyjä lineaarisia malleja (Generalized Linear Models, GLM) R-ohjelmointiympäristössä (R Development Core Team, 2018). Vastemuuttujana käytettiin kasvilajin prosentuaalista keskipeittävyttä koealalla. Vastemuuttujien oletettiin olevan quasipoisson-jakautuneita, sillä peittävyys ei saa negatiivisia arvoja, arvot ovat vinosti jakautuneita ja niissä on ylihajontaa (McCullagh & Nelder 1989, Guisan ym. 2002). Poisson-jakauman oletuksena on, että vastemuuttujan odotusarvo ja varianssi ovat yhtä suuria. Kasvillisuusaineistoissa on yleensä ylihajontaa (ts. varianssi on suurempi kuin odotusarvo), joka otettiin mallituksessa huomioon käyttämällä *quasipoisson*-jakaumaa.

Peittävyysmallit olivat muotoa:

$$y_i \sim \text{Poisson}(\mu_i)$$

$$\begin{aligned} \ln(\mu_i) = & \beta_0 + \beta_1 \times \text{Kasvupaikka}_i \\ & + \beta_2 \times \text{Ojitustilanne}_i + \beta_3 \times \text{Keskilpm}_i \\ & + \beta_4 \times \text{PPA}_i + \beta_5 \times \text{PPA}_i^2 \\ & + \beta_6 \times \text{Lehtipuuosuus}_i \\ & + \beta_7 \times \text{Kasvupaikka}_i \times \text{PPA}_i \end{aligned} \quad (1)$$

missä  $y$  on kasvilajin havaittu prosentuaalinen peittävyys koealalla, peittävyden  $y$  ehdollinen jakauma odotusarvolla  $\mu$  on Poisson-jakauma ja  $\ln(\mu)$  on log-linkkifunktio. Alaindeksi  $i$  viittaa koealaan ja  $\beta$  on tuntematon parametri, joka liittyy ko. selittävään muuttuajaan.

Mustikka ja puolukka valittiin mallituksen lähtökohdaksi, koska näille lajeille laadituilla peittävyysmalleilla on tarkasteltu niiden hakuikäsihtelyvastetta sekä kivennäis- että turve- mailla (Turtiainen ym. 2013, 2016). Mustikka ja puolukka ovat keskeisiä lajeja eri ekosysteemipalveluiden kannalta. Mustikan ja puolukan peittävyysmallien selittäjiksi valittiin niillä loogisesti käyttäytyvät, tilastollisesti merkitsevät kasvupaikkaa ja puustoa kuvaavat tunnus-

Muille lajeille käytettiin samoja selittäjiä ja testattiin vaikuttavatko samat selittäjät myös niiden peittävyksiin.

Jatkuvina selittävinä muuttujina käytettiin puuston kokonaispohjapinta-alaa ( $PPA$ , m<sup>2</sup>/ha) ja sen toista potenssia ( $PPA^2$ ), keskiläpimittaa ( $Keskilpm$ , cm) sekä lehtipuuosuutta (%) (ts. lehtipuiden pohjapinta-alan osuutta kokonaispohjapinta-alasta). Kokonaispohjapinta-alan toinen potenssi otettiin malliin mukaan, koska pohjapinta-alan vaikutus mustikan ja puolukan peittävyteen oli epälineaarinen. Puuston keskiläpimittaa käytettiin kuvaamaan puuston kehitysluokkaa, sillä sama pohjapinta-ala voidaan saavuttaa hyvinkin erilaisissa puuston kehitysvaiheissa. Luokkamuttujina käytettiin kasvupaikkaa ( $Kasvupaikka$ ) ja ojitustilannetta ( $Ojitustilanne$ ) kuvaavia muuttujia. Lisäksi pohjapinta-alan kasvupaikasta riippuvan vaikutuksen kuvaamiseksi selittäjäksi otettiin kasvupaikan sekä kokonaispohjapinta-alan yhdysvaikutus. Mukana ovat VMI-aineiston kasvupaikkaluokat 1–5:

1. Lehto, lettosuo, lehtoturvekangas (turvelehto)
2. Lehtomainen kangas, ruohoinen suo, ruohoturvekangas
3. Tuore kangas, suursarainen tai mustikkainen suo, mustikkaturvekangas
4. Kuivahko kangas, piensarainen tai puolukkainen suo, puolukkaturvekangas
5. Kuiva kangas, tupasvillainen tai isovarpuinen suo, varputurvekangas

Luokkiin 1 ja 2 kuuluneet koealat yhdistettiin, samoin kuin luokkiin 4 ja 5 kuuluneet koealat. Luokkien yhdistäminen tehtiin ravinteikkaimpiin ja karuimpiin luokkiin kuuluneiden koealojen vähäisen määrän vuoksi. Korpiin kuuluvat koealat luokiteltiin siis kolmeen luokkaan, joista jatkossa käytetään nimityksiä ruohoinen, mustikkainen ja puolukkainen. Ojitustilanteeltaan koealat luokiteltiin neljään luokkaan (1 = ojittamaton suo, 2 = ojikko, 3 = muuttuma, 4 = turvekangas).

Kuvaajat mallin ennustamista lajien peittävyksistä pohjapinta-alan suhteen kasvupaikoittain tehtiin käyttäen R-ohjelmiston effects-pakettia (Fox 2003). Varianssianalyysin F-testillä (tyyppi III) testattiin mallin luokkamuttujien tilastollinen merkitsevyys (ns. joint significance).

## Mustikan ja puolukan peittävyysmallien testaus hakkuukokeiden aineistolla

Valtakunnalliseen kasvillisuusaineistoon sovitettujen mustikan ja puolukan peittävyysmallien soveltuvuutta selittämään hakkuukokeilla tapahtuneita peittävyysmuutoksia testattiin erikseen ruohoturvekankaiden ja mustikkaturvekankaiden koealoilla, joille mallin peittävyysennuste laskettiin pohjapinta-alan suhteen. Kohteiden keskiläpimittaa ja lehtipuuosuutta ei tiedetty, joten keskiläpimittana käytettiin mallinnusaineiston keskimääräistä keskiläpimittaa. Lehtipuuosuus oletettiin nolaksi. Samaan kuvaan lisättiin kasvupaikoittain ja koealoittain havaittujen peittävyyskeskiarvot vuosina 2016 ja 2018 kontrollikoealoilla ja käsitellyillä koealoilla. Muutoksen suuntaa verrattiin peittävyysmallin ennusteeseen.

## Tulokset

### Hakkuun aiheuttamat peittävyysmuutokset lajiryhmittäin

Heinien ja sarojen sekä ruohojen peittävyys kasvoi sekä kevyemmin että voimakkaammin hakatuilla koealoilla (Kuva 1, taulukko 2). Voimakkaimmin käsitellyillä koealoilla myös puuntaimien ja pensaiden peittävyys kasvoi merkittävästi. Lehtisammalet vähenivät suuntaa antavasti ( $p < 0,1$ ) kevyemmällä käsittelyllä.

Runsausmuutokset kontrollialoilla olivat odotetusti vähäisiä. Kontrollien kasvillisuusruuduilla olleet puuntaimet olivat kuitenkin kasvaneet, mikä näkyi myös lievänä peittävyyskasvuna lajiryhmässä puut ja pensaat (kuva 1).

### Hakkuun aiheuttamat lajikohtaiset peittävyysmuutokset

Mustikan, puolukan ja käenkaalin (*Oxalis acetosella*) runsaudessa ei tapahtunut tilastollisesti merkittäviä muutoksia. Käenkaalin runsausvaihtelu (peittävyys hajonta) kasvoi voimakkaammin käsitellyillä koealoilla (kuva 2). Metsätähti (*Trientalis europaea*), pallosara (*Carex globularis*), metsäälvejuuri (*Dryopteris carthusiana*) ja vadelma (*Rubus idaeus*) hyötyivät hakkuukäsittelyistä selvimmin ja pääosin merkittävästi (kuva 2, taulukko 2).

Kuusen taimien peittävyys näytti kasvaneen voimakkaammin hakatuilla aloilla (kuva 3), mutta kasvu ei ollut hajonnan kasvun vuoksi merkittävä (taulukko 2). Kontrollialojen kuusen taimet olivat jatkaneet häiriöttä kasvuaan, ja niiden runsausmuutos oli jopa merkittävä (Haapakoski 2019). Hieskoivu (*Betula pubescens*) runsastui hieman voimakkaammalla hakkuukäsittelyllä (liite 1).

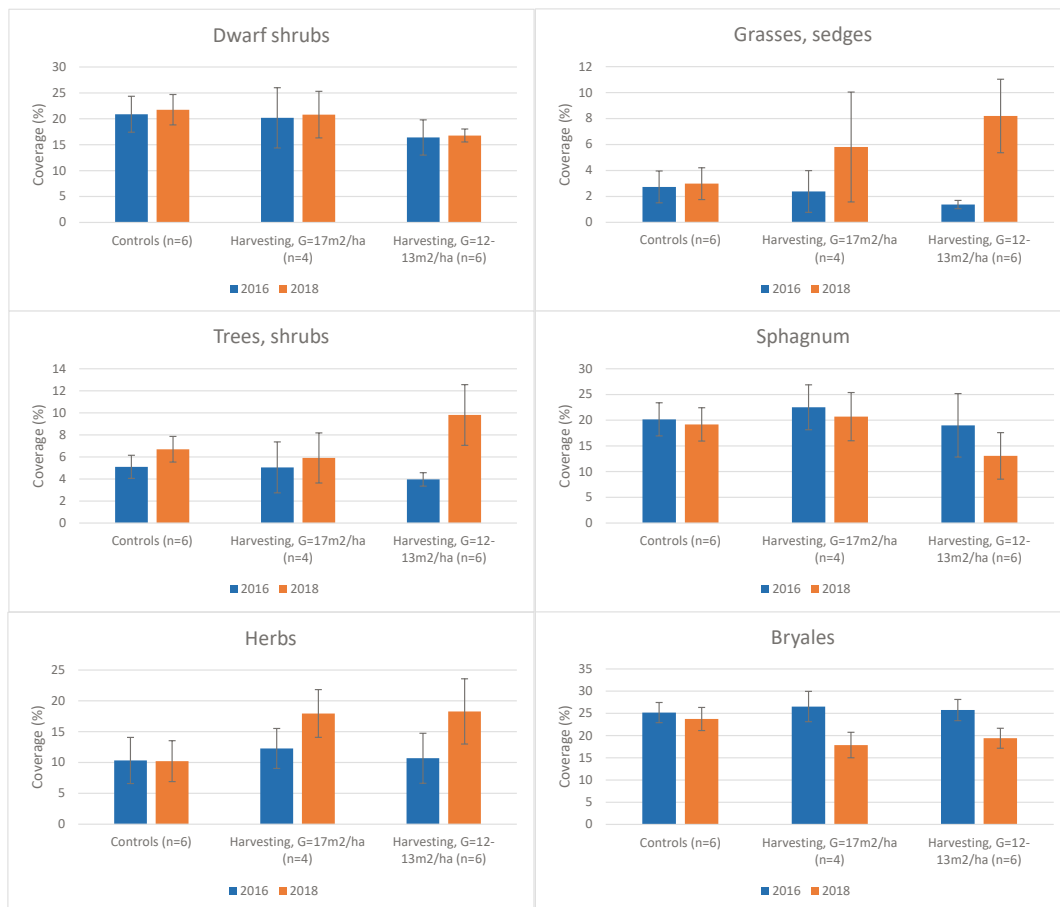
Testatuista sammallajeista seinäsammal (*Pleurozium schreberi*) niukkeni selvemmin kevyemmin käsitellyillä aloilla ( $p = 0,01$ ) kuin voimakkaammin käsitellyillä aloilla ( $p = 0,15$ ). Metsäkerrossammal (*Hylocomium splendens*) taas väheni selvemmin voimakkaammin käsitellyillä koealoilla ( $p = 0,06$ ) (kuva 3, taulukko 2). Suonihuopasammalen (*Aulacomnium palustre*) ja kangaskynsisammalen (*Dicranum polysetum*) runsauksissa ei tapahtunut juuri muutoksia. Karikkeella elävät suikerosammalet hienokseltaan runsastuivat voimakkaammin käsitellyillä aloilla (kuva 3). Karikkeen peittävyys kasvoi kevyemmin käsitellyillä koealoilla noin 8 %:lla ja voimakkaammin käsitellyillä noin 11 %:lla (liite 1).

### Hakkuun aiheuttamat muutokset lajimäärissä

Kohteilla kasvoi vuonna 2016 yhteensä 67 lajia ja vuonna 2018 yhteensä 68 lajia. Vuonna 2016 havaituista lajeista virpapajua (*Salix aurita*), hiirenporrasta (*Athyrium filix-femina*) ja kangasmaitikkaa (*Melampyrum pratense*) ei havaittu enää vuonna 2018. Näitä lajeja kasvoi vuonna 2016 vain yksittäisillä kasvuruuduilla niukkoina. Yhtään sammallajia ei täysin hävinnyt hakkuualoilta (liite 1). Haprarahkasammal (*Sphagnum riparium*) ilmestyi toiselle kevyemmin käsitellylle koealalle ja hävisi toiselta voimakkaammin käsitellyltä alalta.

Uusina lajeina vuonna 2018 havaittiin peltopillike (*Galeopsis bifida*), ojanukkasammal (*Dicranella cerviculata*), metsätähtimö (*Stellaria longifolia*) ja rauduskoivun (*Betula pendula*) taimi. Ne olivat ilmestyneet muutamille kasvillisuusruuduille; pääasiassa Heinäveden aloille.

Kevyemmän käsittelyn koealoille ilmestyi keskimäärin yksi uusi laji ja voimakkaamman käsittelyn koealoille kaksi uutta lajia (taulukko 3). Muutokset eivät olleet tilastollisesti merkittäviä.



Kuva 1. Lajiryhmäkohtaiset keskipeittävyydet sekä keskiarvon keskivirheet ennen hakkuuta 2016 ja kaksi vuotta hakkuun jälkeen 2018. Kevyempi hakkuu, pohjapinta-ala,  $G = 17 \text{ m}^2/\text{ha}$ , voimakkaampi hakkuu,  $G = 12\text{--}13 \text{ m}^2/\text{ha}$ . Lajiryhmänimet, ks. taulukko 2.

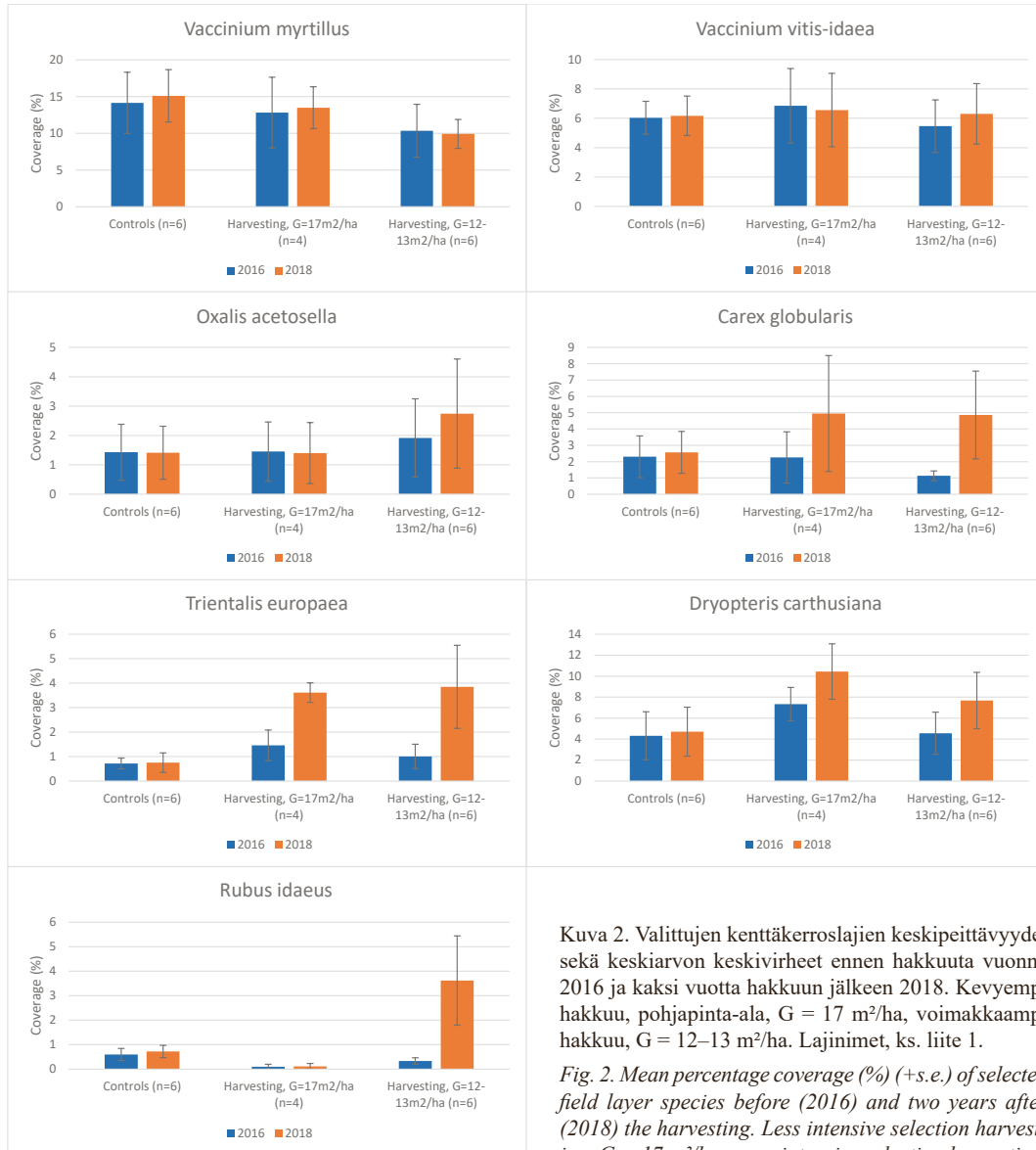
Fig. 1. Mean percentage coverage (%) (+standard error, s.e.) of the species groups before (2016) and two years after (2018) the harvesting. Less intensive selection harvesting,  $G = 17 \text{ m}^2/\text{ha}$ , more intensive selection harvesting,  $G = 12\text{--}13 \text{ m}^2/\text{ha}$ .

### Yleistetyt lineaariset mallit VMI-aineistolla

Valtakunnalliseen kasvillisuusaineistoon sovitussa mustikan peittävyysmallissa merkitseviä selittäjiä olivat kasvupaikka, pohjapinta-ala (PPA), lehtipuuosuus sekä kasvupaikan ja pohjapinta-alan yhdysvaikutus (taulukko 4). Pohjapinta-alan kasvaessa mustikan peittävyys kasvoi tiettyyn pisteeseen asti, ja runsaimmillaan se oli mustikkaisilla kasvupaikoilla ja lähes yhtä runsaana puolukkaisilla (kuva 4). Lehtipuuosuuden kasvu

alensi mustikan peittävyttä (taulukko 4). Ruohoisilla kasvupaikoilla mustikan peittävyys oli edellisiä selvästi pienempi.

Puolukan peittävyttä selittivät merkitsevästi kasvupaikka, ojitustilanne sekä pohjapinta-ala (taulukko 4). Peittävyys kasvoi puolukkaisilla kasvupaikoilla suuremmaksi kuin mustikkaisilla paikoilla pohjapinta-alan kasvaessa (kuva 4). Ojittamattomilla soilla puolukan peittävyys on mallin mukaan suuntaa antavasti pienempi kuin turvekankailla.



Kuva 2. Valittujen kenttäkerrosalajien keskipiteittävyydet sekä keskiarvon keskivirheet ennen hakkuuta vuonna 2016 ja kaksi vuotta hakkuun jälkeen 2018. Kevyempi hakkuu, pohjapinta-ala,  $G = 17 \text{ m}^2/\text{ha}$ , voimakkaampi hakkuu,  $G = 12\text{--}13 \text{ m}^2/\text{ha}$ . Lajinimet, ks. liite 1.

Fig. 2. Mean percentage coverage (%) (+s.e.) of selected field layer species before (2016) and two years after (2018) the harvesting. Less intensive selection harvesting,  $G = 17 \text{ m}^2/\text{ha}$ , more intensive selection harvesting,  $G = 12\text{--}13 \text{ m}^2/\text{ha}$ .

Ojitustilanne ja pohjapinta-ala selittivät merkittävästi metsätähden peittävyttä (taulukko 4). Ojittamattomissa korvissa metsätähteä ei käytännössä ollut ollenkaan, mutta sen peittävyys kasvoi siirryttäessä kohti turvekankaita ja pohjapinta-alan kasvaessa (kuva 4). Puolukkaisilla paikoilla havaintoja oli vain muutama.

Käenkaalin peittävyteen vaikuttivat merkittävästi kasvupaikka, keskilämpötila, pohjapinta-ala sekä lehtipuuosuus (taulukko 4). Pohjapinta-alan ja sen toisen potenssin merkittävyyden suunta oli päinvastainen kuin edellisillä lajeilla. Käenkaalia kasvoi alhaisilla pohjapinta-aloilla, jonka jälkeen peittävyys väheni pohjapinta-alan

Taulukko 2. Parittaisten t-testien tulokset käsittelyittäin lajiryhmille ja lajeille. Tilastollisesti merkitsevät ( $p < 0,05$ ) muutokset on lihavoitu. Negatiiviset arvot tarkoittavat, että lajiryhmä/laji on runsastunut, koska testi on alkutilanne (2016) miinus lopputilanne (2018). Lajilyhenteet, ks. liite 1.

Table 2. The results of the paired sample t-tests for the studied species and species groups in two different tree stand treatments: less intensive selection harvesting, stand basal area  $G = 17 \text{ m}^2/\text{ha}$  left, and more intensive selection harvesting,  $G = 12\text{--}13 \text{ m}^2/\text{ha}$ . Significant ( $p < 0.05$ ) changes marked with bold text. Negative values indicate increase in the species/species group cover (the first cover estimation 2016 minus the last estimation 2018). Species names marked with eight letters (four letters of both the genus and species name), see Appendix 1.

	Hakkuu, PPA 17 m <sup>2</sup> /ha					Hakkuu, PPA 12–13 m <sup>2</sup> /ha				
	Harvesting, G					Harvesting, G				
	Mean	S.E.	t	df	p	Mean	S.E.	t	df	p
<b>Lajiryhmä</b>										
<i>Species group</i>										
<b>Varvut</b>	–0,044	0,0516	–0,85	3	0,456	–0,0619	0,1177	–0,53	5	0,622
<i>Dwarf shrubs</i>										
<b>Heinät, sarat</b>	<b>–0,3262</b>	<b>0,0483</b>	<b>–6,76</b>	<b>3</b>	<b>0,007</b>	<b>–0,6828</b>	<b>0,161</b>	<b>–4,24</b>	<b>5</b>	<b>0,008</b>
<i>Grasses, sedges</i>										
<b>Ruohot</b>	<b>–0,1765</b>	<b>0,0214</b>	<b>–8,24</b>	<b>3</b>	<b>0,004</b>	<b>–0,3622</b>	<b>0,087</b>	<b>–4,16</b>	<b>5</b>	<b>0,009</b>
<i>Herbs</i>										
<b>Puut ja pensaat</b>	–0,1058	0,0866	–1,22	3	0,346	<b>–0,3241</b>	<b>0,12</b>	<b>–2,70</b>	<b>5</b>	<b>0,043</b>
<i>Trees, shrubs</i>										
<b>Lehtisammalet</b>	0,1798	0,0626	2,87	3	0,064	0,1277	0,0891	1,43	5	0,211
<i>Bryales</i>										
<b>Rahkasammalet</b>	0,0538	0,0319	1,69	3	0,190	0,0478	0,1191	0,40	5	0,705
<i>Sphagnum</i>										
<b>Laji Species</b>										
Vaccmyrt	–0,0723	0,0678	–1,07	3	0,365	–0,0682	0,1046	–0,65	5	0,543
Vaccviti	0,0007	0,0341	0,02	3	0,985	–0,0663	0,1423	–0,47	5	0,661
Trieeuro	–0,7915	0,4799	–1,65	3	0,198	–0,4244	0,1731	–2,45	5	0,058
Oxalacet	0,0234	0,0278	0,84	3	0,461	0,0654	0,1554	0,42	5	0,692
Dryocart	<b>–0,1410</b>	<b>0,0205</b>	<b>–6,87</b>	<b>3</b>	<b>0,006</b>	–0,4599	0,1849	–2,49	5	0,055
Careglob	<b>–0,3141</b>	<b>0,0465</b>	<b>–6,76</b>	<b>3</b>	<b>0,007</b>	–0,3844	0,1604	–2,40	5	0,062
Rubuidae	–0,0167	0,0167	–1,00	3	0,391	<b>–0,6459</b>	<b>0,2096</b>	<b>–3,08</b>	<b>5</b>	<b>0,027</b>
Pleuschr	<b>0,3181</b>	<b>0,0575</b>	<b>5,53</b>	<b>3</b>	<b>0,012</b>	0,2257	0,1312	1,72	5	0,146
Hylosple	0,1696	0,0761	2,23	3	0,112	0,1811	0,0746	2,43	5	0,060
Dicrpolp	–0,0281	0,0945	–0,30	3	0,785	–0,0035	0,1542	–0,02	5	0,983
Bracspp.	0,1351	0,1189	1,14	3	0,338	–0,1091	0,0752	–1,45	5	0,207
Aulapalu	0,0152	0,1795	0,08	3	0,938	0,1845	0,3359	0,55	5	0,606
Piceabie	0,2982	0,3992	0,75	3	0,509	–0,0100	0,1703	–0,06	5	0,955

kasvaessa, kunnes se kääntyi taas nousuun (kuva 4). Käenkaalin peittävyys oli suurin ruohoisilla paikoilla ja väheni merkitsevästi siirryttäessä mustikkaisille paikoille. Keskiläpimitan kasvaessa käenkaalin peittävyyskin kasvoi. Lehtipuuosuus vähensi peittävyyttä.

Pallosaran peittävyteen vaikutti merkitsevästi kasvupaikka sekä lehtipuuosuus (taulukko 4). Sitä kasvoi mustikkaisilla kasvupaikoilla vähän enemmän kuin puolukkaisilla. Kummallakin sitä esiintyy merkitsevästi enemmän kuin ruohoisilla

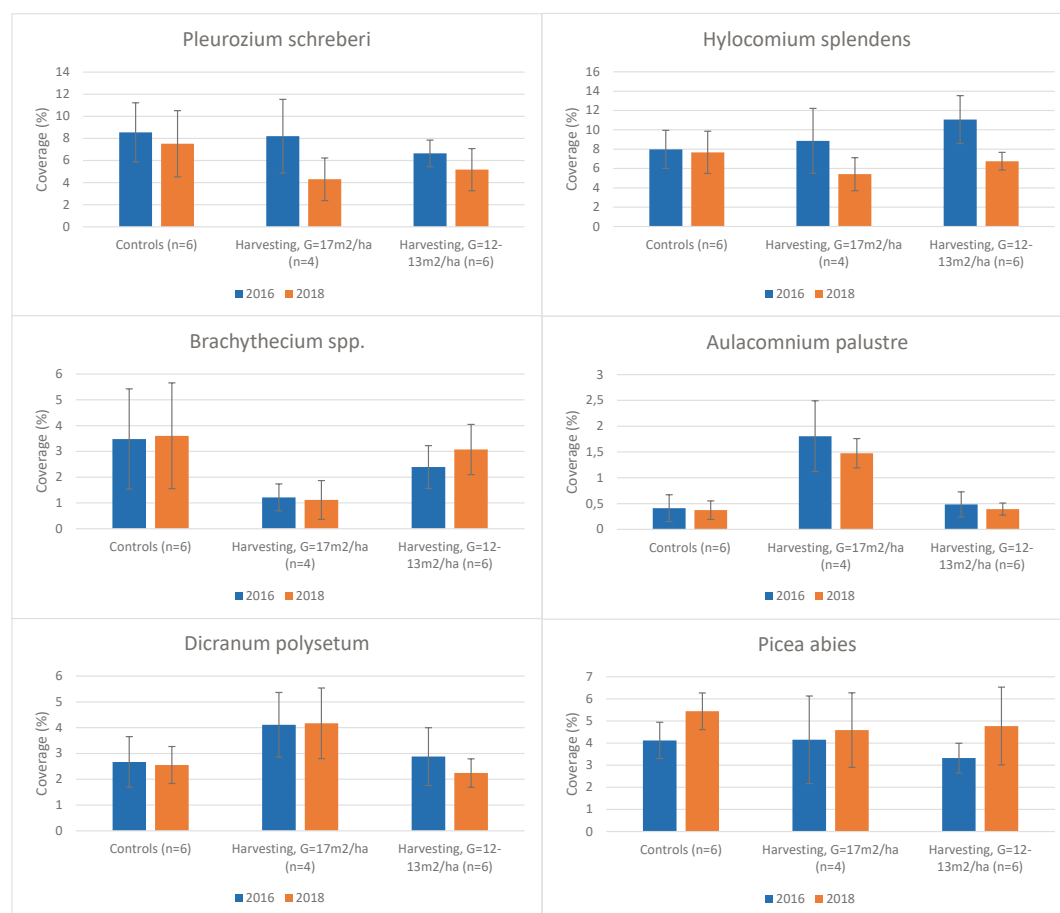
kasvupaikoilla. Lehtipuuosuuden kasvaessa pallosaran peittävyys väheni.

Metsäalvejuuren peittävyttä selitti merkitsevästi ojitustilanne (taulukko 4). Sitä on runsaimmin turvekankailla, ja siirryttäessä muuttumiin, ojikoihin ja ojitamattomiin soihin sen peittävyys väheni. Metsäalvejuurestakin oli erittäin vähän havaintoja puolukkaisilla paikoilla, mikä selittää mallin ennusteen ja luottamusvälien käyttäytymistä kasvupaikan ja pohjapinta-alan suhteen (kuva 4).

Taulukko 3. Keskimääräiset lajimäärät ja niissä tapahtuneet muutokset käsittelyittäin (+-).

Table 3. Average species number before (2016) and after harvesting (2018), and the change in average species number (+-).

Kohteet yhdistettynä <i>Sites combined</i>	Lajimäärä 2016 <i>Species number</i>	2018	Muutos <i>Change</i>
Kontrolli, PPA 20–28 m <sup>2</sup> /ha (n=6) <i>Control, G</i>	27,2	27	-0,2
Hakkuu, PPA 17 m <sup>2</sup> /ha (n=4) <i>Harvesting, G</i>	28,5	29,5	+1
Hakkuu, PPA 12–13 m <sup>2</sup> /ha (n=6) <i>Harvesting, G</i>	27,3	29,3	+2



Kuva 3. Sammallajien sekä kuusen taimien (< 50 cm) keskeittävyydet sekä keskiarvon keskiarvot ennen hakkuuta 2016 ja kaksi vuotta hakkuun jälkeen 2018. Kevyempi hakkuu, pohjapinta-ala, G = 17 m<sup>2</sup>/ha, voimakkaampi hakkuu, G = 12–13 m<sup>2</sup>/ha. Lajinimet, ks. liite 1.

Fig. 3. Mean percentage coverage (%) (+s.e.) of selected moss species and spruce seedlings (< 50 cm) before (2016) and two years after (2018) the cutting. Less intensive selection harvesting, G = 17 m<sup>2</sup>/ha, more intensive selection harvesting, G = 12–13 m<sup>2</sup>/ha.



Taulukko 4. Lajien peittävyysmallien selittäjien merkitsevyys (p-arvot) sekä tilastollisesti merkitsevien vaikutuksien suunta (sininen = negatiivinen ja punainen = positiivinen). Luokkamuuttujien yhteisvaikutusta kuvaavan F-testin p-arvot on kursivilla ja tilastollisesti merkitsevät p-arvot on lihavoitu. Lajilyhenteet, ks. liite 1.

Table 4. The variable significances (p-values) for the coverage models of species and the direction of the statistically significant effects (blue = negative, red = positive). The p-values of F-test describing the co-effect of the class variables are marked with italics, statistical significance marked with bold. For species abbreviations, see Appendix 1.

Selittäjä/variable	Vacc myrt	Vacc viti	Trie euro	Oxal acet	Care glob	Dryo cart	Pleu schr	Hyla sple	Dier poly	Brac spp.	Aula palu	Pice abie
Vakio ( $\beta_0$ )/constant	0,055	0,801	0,197	0,253	0,382	0,107	0,009	0,693	0,410	0,820	0,012	0,076
Kasvupaikka ( $\beta_1$ )/site (ref=ruohoinen) <i>/(ref=herb rich)</i>	<b>0,000</b>	<b>0,010</b>	<i>0,921</i>	<b>0,012</b>	<b>0,000</b>	<i>0,508</i>	<b>0,001</b>	<b>0,048</b>	<i>0,332</i>	<i>0,356</i>	<b>0,007</b>	<i>0,079</i>
mustikkainen/myrtillus	<b>0,001</b>	<b>0,004</b>	0,786	<b>0,018</b>	<b>0,000</b>	0,636	<b>0,002</b>	0,072	0,277	0,457	0,369	0,092
puolukkainen/vitis-idaea	<b>0,007</b>	0,396	0,815	0,996	<b>0,031</b>	0,501	<b>0,003</b>	0,381	0,204	0,306	<b>0,009</b>	0,392
Ojitustilanne ( $\beta_2$ )/ phase of drainage (ref=turvekangas)/ <i>(ref=drained peatland forest)</i>	0,622	<b>0,037</b>	<b>0,003</b>	<i>0,079</i>	<i>0,432</i>	<b>0,001</b>	<b>0,005</b>	<b>0,040</b>	<b>0,000</b>	<i>0,251</i>	<b>0,018</b>	<b>0,000</b>
ojittamaton suo/ undrained	0,305	<b>0,053</b>	<b>0,002</b>	0,175	0,193	<b>0,024</b>	0,289	0,249	<b>0,001</b>	0,170	0,242	<b>0,001</b>
ojikko/ recently drained	0,721	0,353	0,343	0,421	0,137	0,077	0,054	0,193	0,056	0,324	0,312	<b>0,038</b>
muuttuma/ transitional	0,772	0,679	<b>0,016</b>	0,234	0,307	<b>0,003</b>	0,168	0,259	<b>0,005</b>	0,888	<b>0,018</b>	<b>0,023</b>
Keskilpm, cm ( $\beta_3$ )/ Mean DBH cm	0,615	0,134	0,850	<b>0,002</b>	0,241	0,384	0,233	0,717	<b>0,037</b>	0,290	0,096	<b>0,016</b>
PPA, m <sup>2</sup> /ha ( $\beta_4$ )/ Basal area G m <sup>2</sup> /ha	<b>0,001</b>	<b>0,013</b>	<b>0,029</b>	0,148	0,215	0,399	<b>0,025</b>	0,059	0,324	0,224	0,231	0,107
PPA <sup>2</sup> , m <sup>2</sup> /ha ( $\beta_5$ )/ Basal area G m <sup>2</sup> /ha	<b>0,002</b>	<b>0,013</b>	<b>0,033</b>	<b>0,042</b>	0,368	0,159	0,075	0,120	0,218	0,314	0,088	0,112
Lepu%, % ( $\beta_6$ )/ Deciduous trees %	<b>0,012</b>	0,746	0,160	<b>0,002</b>	0,023	0,778	<b>0,000</b>	<b>0,022</b>	<b>0,005</b>	0,341	0,309	0,111
Kasvupaikka:PPA ( $\beta_7$ )/ site: basal area (ref=ruohoinen*PPA) <i>(ref=herb rich*basal area)</i>	<b>0,044</b>	<i>0,212</i>	<i>0,171</i>	<i>0,823</i>	<i>0,176</i>	<i>0,714</i>	<i>0,142</i>	<i>0,499</i>	<i>0,928</i>	<i>0,540</i>	<i>0,099</i>	<i>0,744</i>
mustikkainen*PPA/ myrtillus *basal area	<b>0,018</b>	0,264	0,066	0,537	0,078	0,425	0,117	0,478	0,817	0,826	0,479	0,987
puolukkainen*PPA /vitis.idaea*basal area	0,130	0,491	0,674	1,000	0,602	0,919	0,080	0,470	0,993	0,343	<b>0,047</b>	0,469

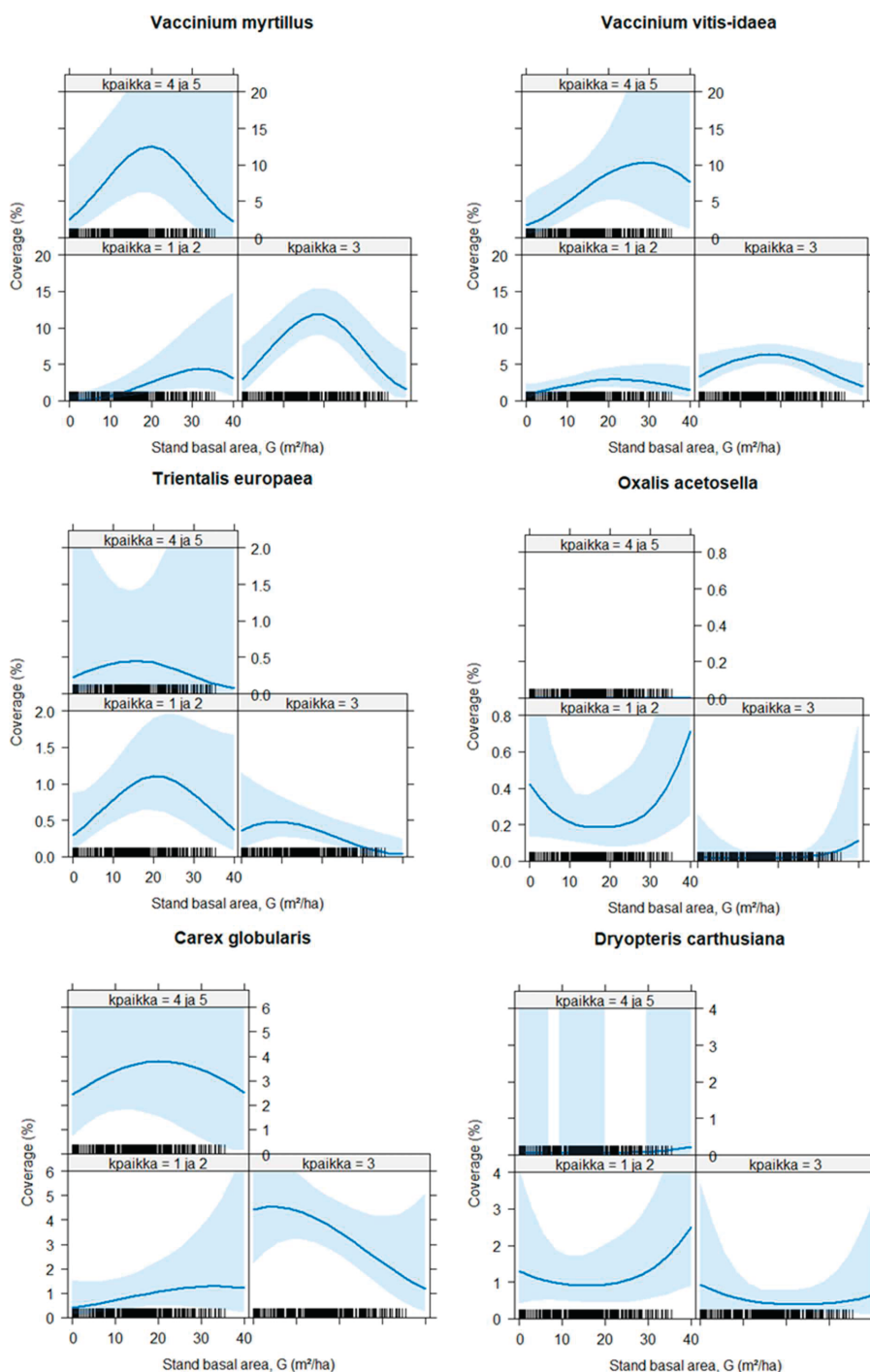
Kasvupaikka, ojitustilanne, pohjapinta-ala ja lehtipuuosuus selittivät merkitsevästi seinäsammalen peittävyyttä (taulukko 4). Seinäsammalta oli enemmän mustikkaisilla ja puolukkaisilla kasvupaikoilla kuin ruohoisilla paikoilla (kuva 4), ja runsaimmillaan se oli muuttumilla ja turvekankailla. Lehtipuuosuuden kasvu vähensi peittävyyttä (taulukko 4).

Metsäkerrossammalta kasvoi eniten mustikkaisilla kasvupaikoilla ja seuraavaksi eniten ruohoisilla (taulukko 4). Puolukkaisilta paikoilta

havaintoja oli vain vähän. Lehtipuuosuuden kasvu alensi myös metsäkerrossammalen peittävyyttä.

Kangaskynsisammal oli runsain turvekankaila ja se väheni järjestyksessä muuttumat, ojitot ja ojittamattomat suot (taulukko 4). Kasvupaikan vaikutus ei ollut merkitsevä, mutta vähiten sitä kasvoi ruohoisilla kasvupaikoilla (kuva 4). Keskiläpimitan kasvaessa peittävyys kasvoi ja lehtipuuosuuden kasvaessa peittävyys väheni.

Suikerossammalille mikään selittäjistä ei ollut merkitsevä (taulukko 4), mutta runsaimmillaan ne



Kuva 4. Mallien kasvupaikoittaiset peittävyysennusteet korvissa pohjapinta-alan suhteen sekä 95% luottamusvälit, kun muut selittäjät saavat keskimääräisen arvonsa. (1–2 = ruohoinen, 3 = mustikkainen, 4–5 = puolukkainen). Keskiläpimitan keskiarvo oli 10,87 cm ja lehtipuuosuuden keskiarvo 39,29 %. Ojitustilanteen arvona oli havaintojen määrällä painotettu keskiarvo.

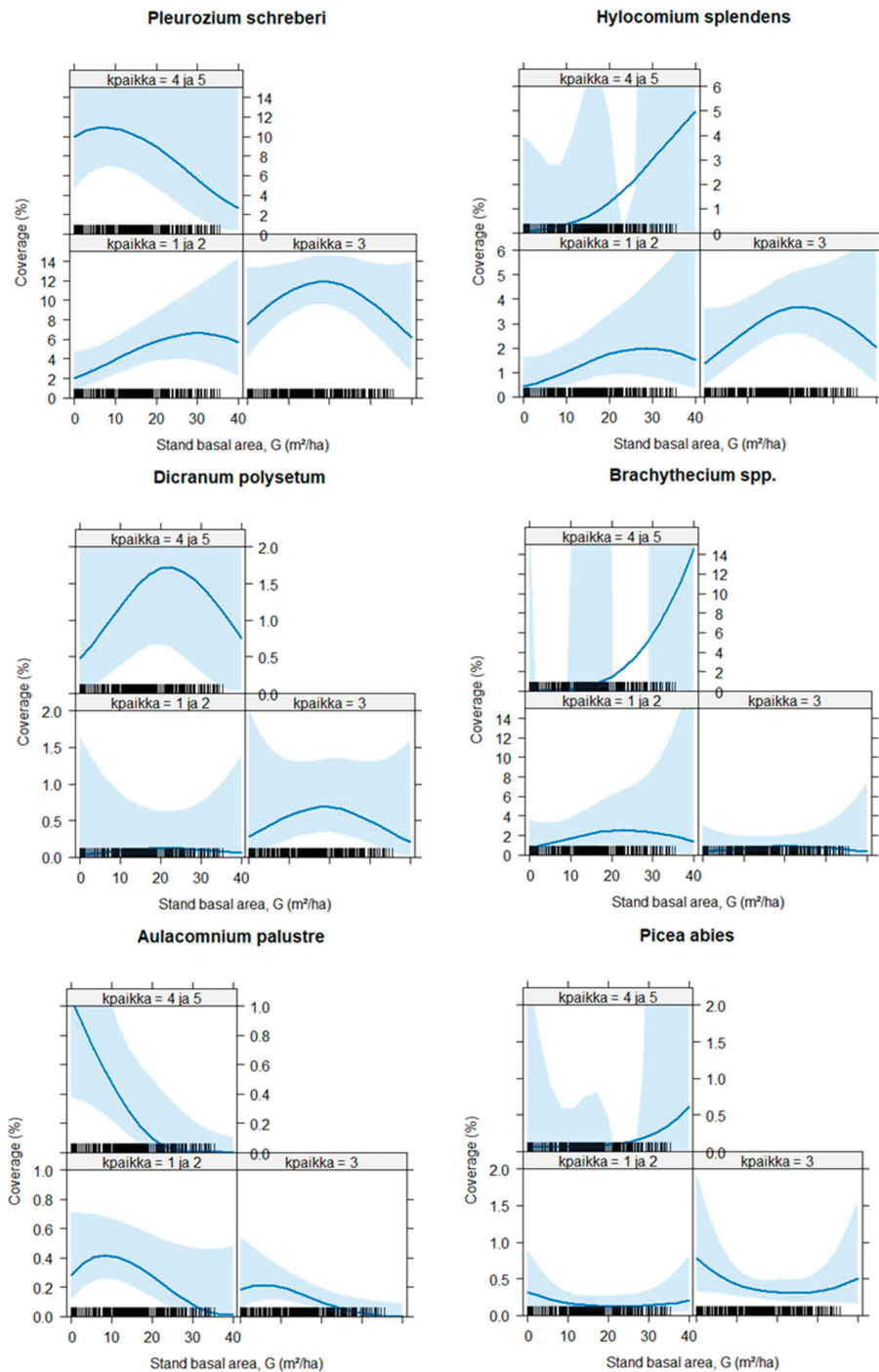


Fig. 4. Modelled estimations for the coverage (%) with the 95 % confidence intervals for twelve species in three nutrient status levels (kpaikka: 1–2 = herb-rich, 3 = myrtillus, 4–5 = vitis-idaea) in the spruce mires according to their stand basal area (G, m²/ha) when the other variables get their mean values. The mean value of the mean diameter (DBH) was 10,87 cm and the mean percentage of deciduous trees was 39,29 %. The value of the drainage phase was the weighted average of the observations.

olivat ruohoisilla muuttumilla ja turvekankailla. Suonihuopasammalta kasvoi eniten puolukkaisilla kasvupaikoilla, vähiten mustikkaisilla paikoilla. Se oli runsain muuttumilla. Puolukkaisilla kasvupaikoilla pohjapinta-alan kasvaessa suonihuopasammalen peittävyys väheni merkitsevästi enemmän kuin ruohoisilla.

Kuusen taimien (alle 0,5 m) peittävyyttä selittivät merkitsevästi ojitustilanne ja keskiläpimitta (taulukko 4). Suurin peittävyys oli turvekankailla ja merkitsevästi pienempi niin ojittamattomilla soilla, ojikoilla kuin muuttumillakin. Keskiläpimitan kasvaessa eli puuston järeytyessä peittävyys kasvoi merkitsevästi.

Mallien kertoimet, keskivirheet ja t-arvot on esitetty Haapakosken (2019) työn liitteessä 7 ja varianssianalyysien (tyyppi III) tulokset liitteessä 8.

## **Mallien testaus hakkuukoeaineiston avulla**

### *Mustikkaturvekankaat*

Mustikan peittävyuden muutos tutkituilla mustikkaturvekankailla oli yleisesti ottaen samansuuntainen kuin mustikan peittävyysmallin ennuste pohjapinta-alan suhteen (kuva 5). Kolmella neljästä voimakkaammin käsitellystä koealasta mustikan peittävyys kasvoi hieman, kuten mallin ennustekin. Muutoksen suunta oli siis pääosin sama, mutta havaitut peittävyudet olivat yleensä selvästi alhaisempia kuin mallin ennuste.

Myös kevyemmin käsitellyillä koealoilla peittävyys kasvoi käsittelyn jälkeen. Toisella näistä aloista muutos oli mallin mukainen, mutta toisella peittävyys kasvoi, kun mallin mukainen muutos olisi ollut hienoinen lasku. Kyseisellä koealalla pohjapinta-ala ennen hakkuuta oli alle 20 m<sup>2</sup>/ha, joten pohjapinta-alan muutos ei ollut kovin suuri. Kontrollikoealojen peittävyudet olivat lähellä mallin antamaa peittävyyttä lukuun ottamatta yhtä koealaa, jolla mustikan peittävyys oli huomattavasti muita koealoja alhaisempi.

Puolukalla kontrollikoealojen havainnot seurasivat pääosin hyvin mallin ennustetta. Voimakkaammin käsitellyillä koealoilla Juuan kohteella puolukan peittävyys väheni, kun mallin ennuste olisi ollut hienoinen kasvu, mutta Multialla muutoksen suunta oli mallin mukainen (kuva 6).

Kevyemmin käsitellyistä aloista toisella muutoksen suunta oli sama kuin mallin ennusteessa, mutta toisella se oli päinvastainen. Keskimäärin havainnot seurasivat melko hyvin mallin ennustetta pohjapinta-alan muuttuessa.

### *Ruohoturvekankaat*

Ruohoturvekankailla eli Heinäveden koealoilla mustikan peittävyudet olivat suurempia kuin mallin ennustama peittävyys (kuva 7). Kolmella neljästä käsitellystä koealasta muutoksen suunta oli kuitenkin mallin mukainen. Puuston pohjapinta-alan aleneminen vähensi mustikan peittävyyttä. Ainoastaan koealalla 5 mustikan peitteisyys kasvoi kevyemmän käsittelyn jälkeen.

Ruohoturvekankaiden kontrollikoealoilla puolukan peittävyys oli lähellä mallin ennustamaa peittävyyttä (Kuva 8). Käsitellyillä koealoilla peittävyudessa oli koealojen välillä runsaasti vaihtelua jo ennen käsittelyä, ja myös muutoksen suunta käsittelyn seurauksena vaihteli. Mallin ennuste kaikille käsitellyille koealoille olisi ollut hienoinen peittävyuden lasku. Toisella kevyemmin käsitellyistä aloista ja toisella voimakkaammin käsitellyistä aloista näin tapahtuikin. Kahdella muulla käsitellyillä koealalla muutoksen suunta oli hienokseltaan päinvastainen.

## **Tulosten tarkastelu**

### **Eirakenteishakkuiden vaikutus aluskasvillisuuteen**

Puuston harvennukset kohti jatkuvapeitteisessä metsänkasvatuksessa tavoiteltavaa puuston tiheyttä ja kokojakaamaa lisäsi heinien ja sarojen sekä ruohojen peittävyttä. Näissä lajiryhmissä on paljon valoa vaativia lajeja, jotka runsastuvat nopeasti hakkuiden jälkeen lisääntyvän valon määrän johdosta (Hannerz & Hånell 1997, Tarvainen ym. 2015, Tonteri ym. 2016). Kevyempien hakkuukäsittelyjen jälkeen peittävyuden muutokset ovat odotetusti pienempiä kuin avohakkuun jälkeiset muutokset (Saarinen 2013, Vanha-Majamaa ym. 2017, Hamberg ym. 2019).

Eirakenteishakkuista hyötyivät välittömästi metsätähti, metsäalvejuuri ja pallosara. Pallosaran

tiedetään runsastuvan hakkuiden jälkeen joksikin aikaa valon määrän ja maaperän kosteuden lisääntyttyä, ja sille optimaalisia kasvupaikkoja ovat mustikka- ja puolukkaturvekankaat (Hotanen 2001). Ajourien osuminen joillekin kasvillisuusruudulle saattaa selittää osan pallosaran runsastumisesta, koska pallosara hyötyy häiriöistä, kuten maanmuokkauksista, kasvaen esimerkiksi paljastetuilla laikkupinnoilla (Moilanen ym. 1995, Saarinen 2013). Myös metsäalvejuuri ja metsätähti sietävät hyvin valoa ja leviävät tehokkaasti (Nousiainen 2001, Tonteri 2001a), joten näiden lajien runsastuminen hakkuukäsittelyiden jälkeen oli odotettua ja vastaavia muutoksia voidaan odottaa tapahtuvan myös tavanomaisten alaharvennusten jälkeen.

Vadelma, joka hyötyy lisääntyneestä valosta ja maanpinnan rikkoutumisesta (Ricard & Messier 1996, Vanha-Majamaa ym. 2017), runsastui välittömästi hakkuun jälkeen erityisesti voimakkaammin käsitellyillä aloilla. Vadelma hyötyy hakkuun jälkeen kasvaneesta maaperän tyyden mobilisaatiosta ja myös hakkuutähteistä vapautuvista ravinteista (Bråkenhielm & Liu 1998). Myös kuusi ja hieskoivu runsastuivat kenttäkerroksessa voimakkaammin hakatuilla koelaloilla kasvutilan vapautuessa. Tosin myös kontrollialojen kuusen taimet olivat jatkaneet häiriöttä kasvuaan, niiden peittävyys oli kasvanut jopa tilastollisesti merkittävästi (Haapakoski 2019).

Eirakenteishakkuut eivät juuri vaikuttaneet varpujen, kuten mustikan ja puolukan, runsauksiin lyhyellä aikavälillä. Aiemmin on havaittu mustikan ja puolukan hyötyvän harvennushakkuista (Tonteri ym. 2016), mutta Turtiaisen ym. (2013, 2016) mallien mukaan vasta pienen ja lyhytkestöisen taantumien jälkeen. Vanha-Majamaan ym. (2017) tutkimuksessa mustikan peittävyys havaittiin laskevan lähes lineaarisesti hakkuun voimakkuuden kasvaessa (myös Bergstedt & Milberg 2001). Puolukka kestää hyvin poimintahakkuuta; voimakkaampien hakkuiden jälkeen sen peittävyys yleensä alenee, mutta palautuu nopeasti (Vanha-Majamaa ym. 2017). Hamberg ym. (2019) havaitsivat puolukan nopean palautumisen myös ojitusaluekasvupaikoilla. Puolukka kestää valoa ja kuivuutta paremmin kuin ohutlehtinen mustikka, mikä osaltaan selittää sen paremman palautumisen hakkuiden jälkeen (Salemaa 2001a, b). Lisäksi

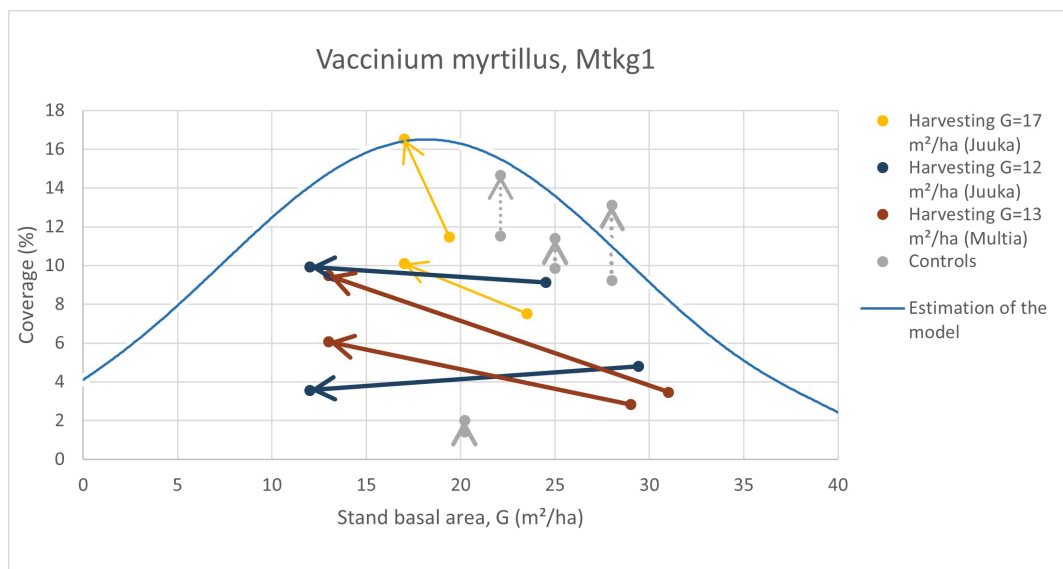
puolukka kestää maavarsiyhteyksien katkeamista paremmin kuin mustikka (Tolvanen 1994).

Seinäsammalen ja metsäkerrossammalen peittävyys vähenivät hakatuilla kohteilla. Vanha-Majamaan ym. (2017) tutkimuksessa seinäsammalen peittävyys väheni kaikkien käsittelyjen jälkeen. Kuitenkin erityisesti poimintahakkuun jälkeen se palautui nopeasti ja oli kymmenen vuoden kuluttua jo peittävämpi kuin ennen hakkuuta. Seinäsammalen leviämisen ja kasvukyky ovatkin tehokkaita (Lloret 1994, Frego 1996, Salemaa ym. 2008) erityisesti silloin kun maanpintaa ei ole muokattu (Vanha-Majamaa ym. 2017). Metsäkerrossammal ei siedä suoraa auringonvaloa ja sen peittävyys voi olla alhainen latvusaukoissakin (Mäkipää 2001a). Metsäkerrossammalen on havaittu taantuvan pienaukko- ja poimintahakkuiden jälkeen (Vanha-Majamaa 2017). Myös kivennäismaita kosteammilla turvemaidella se romahtaa avohakkuun jälkeen (Hamberg ym. 2019).

Kangaskynsisammal on melko kestävä metsässä tapahtuville häiriöille, mm. valoilmaston muutoksille ja kuivuudelle (Peterson & Mayo 1975, Tonteri ym. 2016), eikä sen runsauksissa tapahtunut juuri muutoksia. Samoin käyttäytyi puolivalokasvi suonihuopasammal, joka kasvaa hyvin monenlaisilla kosteilla paikoilla. Turvekankeilla se on yleensä muita ojitussukessiövaiheita hieman niukempi (Korpela 2001). Lähinnä karikkeella ja hakkuutähteillä elävät suikerosammalet (Mäkipää 2001b) olivat hiukan runsastuneet voimakkaammin hakatuilla aloilla. Karikkeen määrä oli kasvanut hieman enemmän voimakkaammin hakatuilla aloilla kuin kevyemmin hakatuilla (liite 1). Maastohavaintojen perusteella myös sateiset kesät runsastuttavat nopeasti suikerosammalia.

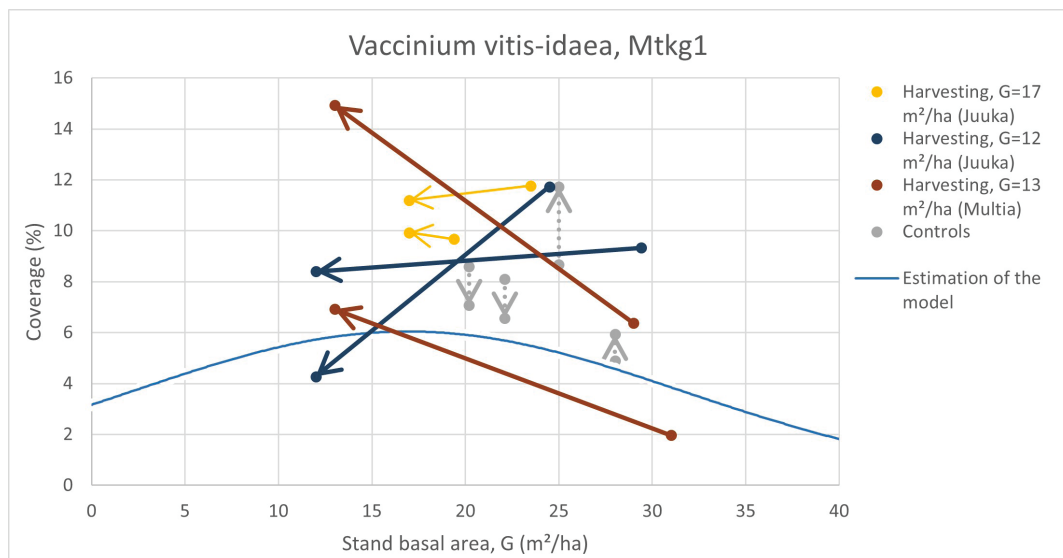
Lajimäärämuutokset olivat vähäisiä. Koelaloilla havaittiin uusina lajeina joitakin pioneerilajeja, ja esimerkiksi ojanukkasammal ilmestyi työkoneiden jälkiin. Ojanukkasammal viihtyy paljailla turvepinnoilla, ja Saarinen ym. (2009) havaitsivat sen valtaavan turvepinta-aiset laikut nopeasti, jos vedenpinta on sille sopivalla syvyydellä. Haprahasammal ilmestyi yhdelle käsitellylle alalle (yhdeltä käsitellyltä se hävisi). Laji vaatii liikkuvaa vettä (mm. Laine ym. 2018), jota on usein metsäkoneen jättämissä uomissa.

Hakkuun jälkeen osan lyhyen aikavälin muutoksista selittää hakkuun aiheuttamat välittömät



Kuva 5. Mustikan peittävyyshavainnot mustikkaturvekankaiden koaloilta sekä mallin ennuste puuston pohjapinta-alan suhteen. Kevyempi hakkuu, pohjapinta-ala,  $G = 17 \text{ m}^2/\text{ha}$ , voimakkaampi hakkuu,  $G = 12\text{--}13 \text{ m}^2/\text{ha}$ .

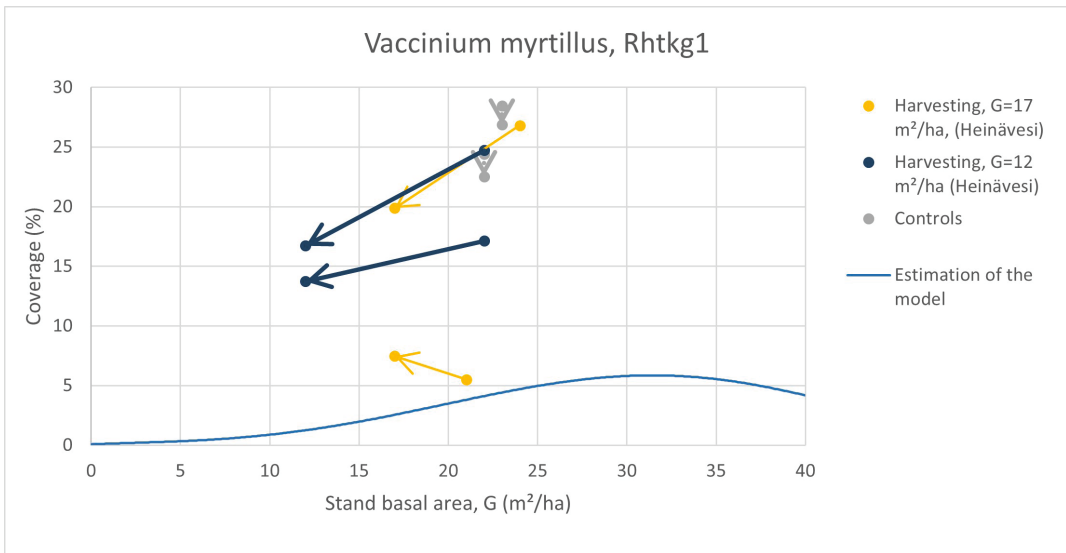
Fig. 5. Observed changes in coverage values (%) of bilberry in the *Vaccinium myrtillus* drained peatland forest type 1 before and after harvesting and the estimation of the model according to stand basal area,  $G \text{ (m}^2/\text{ha)}$ . Less intensive selection harvesting,  $G = 17 \text{ m}^2/\text{ha}$ , more intensive selection harvesting,  $G = 12\text{--}13 \text{ m}^2/\text{ha}$ .



Kuva 6. Puolukan peittävyyshavainnot mustikkaturvekankaiden koaloilta sekä mallin ennuste puuston pohjapinta-alan suhteen. Kevyempi hakkuu, pohjapinta-ala,  $G = 17 \text{ m}^2/\text{ha}$ , voimakkaampi hakkuu,  $G = 12\text{--}13 \text{ m}^2/\text{ha}$ .

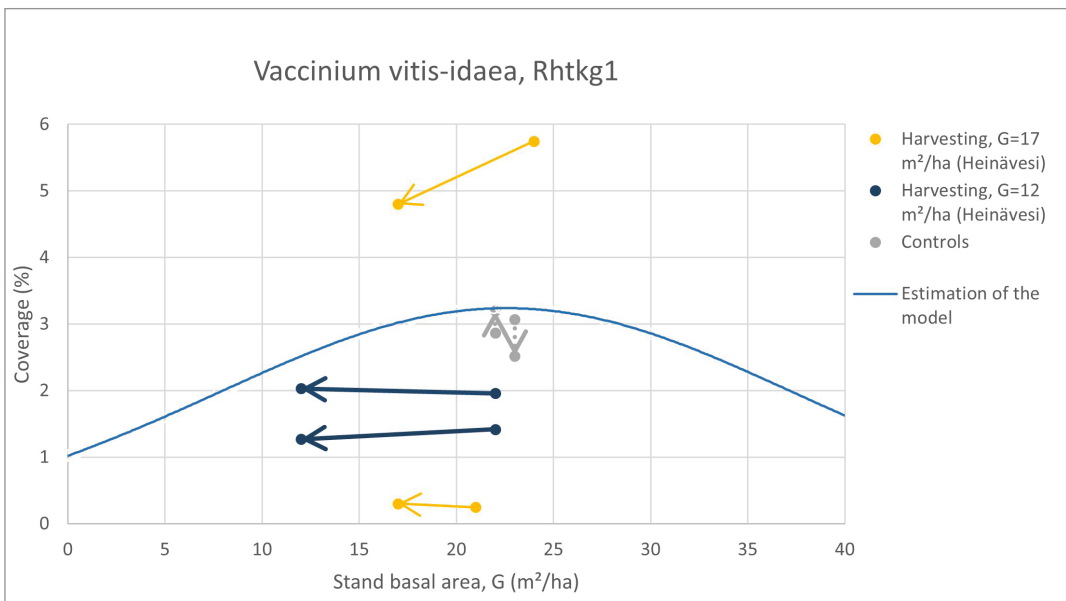
Fig. 6. Observed changes in coverage values (%) of lingonberry in the *Vaccinium myrtillus* drained peatland forest type 1 before and after harvesting and the estimation of the model according to stand basal area,  $G \text{ (m}^2/\text{ha)}$ . Less intensive selection harvesting,  $G = 17 \text{ m}^2/\text{ha}$ , more intensive selection harvesting,  $G = 12\text{--}13 \text{ m}^2/\text{ha}$ .





Kuva 7. Mustikan peittävyyshavainnot ruohoturvekankaiden koealoilta sekä mallin ennuste puuston pohja-pinta-alan suhteen. Kevyempi hakkuu, pohjapinta-ala,  $G = 17 \text{ m}^2/\text{ha}$ , voimakkaampi hakkuu,  $G = 12\text{--}13 \text{ m}^2/\text{ha}$ .

Fig. 7. Observed changes in coverage values (%) of bilberry in the herb-rich drained peatland forest type1 before and after harvesting and the estimation of the model according to stand basal area,  $G \text{ (m}^2/\text{ha)}$ . Less intensive selection harvesting,  $G = 17 \text{ m}^2/\text{ha}$ , more intensive selection harvesting,  $G = 12\text{--}13 \text{ m}^2/\text{ha}$ .



Kuva 8. Puolukan peittävyyshavainnot ruohoturvekankaiden koealoilta sekä mallin ennuste puuston pohjapinta-alan suhteen. Kevyempi hakkuu, pohjapinta-ala,  $G = 17 \text{ m}^2/\text{ha}$ , voimakkaampi hakkuu,  $G = 12\text{--}13 \text{ m}^2/\text{ha}$ .

Fig. 8. Observed changes in coverage values (%) of lingonberry in the herb-rich drained peatland forest type1 before and after harvesting and the estimation of the model according to stand basal area,  $G \text{ (m}^2/\text{ha)}$ . Less intensive selection harvesting,  $G = 17 \text{ m}^2/\text{ha}$ , more intensive selection harvesting,  $G = 12\text{--}13 \text{ m}^2/\text{ha}$ .

mekaaniset häiriöt kuten hakkuutähteet ja koneiden jäljet sekä osan valaistus- ja kosteusolosuhteiden muutokset (Brosofske ym. 1997). Näiden tekijöiden vaikutukset ovat luonnollisesti suurempia voimakkailla käsittelyillä, mihin viittaa myös keskimäärin suuremmat hajonnat peittävyyksissä voimakkaammin käsitellyillä aloilla. Hakkuun lyhyen aikavälin vaikutuksia tutkittaessa on otettava huomioon, että pioneerilajitkaan eivät välttämättä vielä tässä ajassa ehdi ilmestyä ja levitä alueella.

### **Kasvilajien elinympäristövaatimukset ja vastemallit**

Mustikan ja puolukan elinympäristömallit osoittivat, että puuston määrä ja kasvupaikkatyyppi vaikuttavat näiden lajien runsauteen, mikä on yhdenmukainen tulos aikaisempien tutkimusten kanssa (esim. Turtiainen ym. 2013, 2016). Mustikan peittävyys oli suurin mustikkaturvekankailla. Myös Salemaan (2001a) mukaan turvemailla mustikan peittävyys on suurin mustikkaisissa korvissa ja seuraavaksi puolukkaisissa. Näissä korvissa mustikan peittävyys säilyy aika tasaisena esim. ojituksesta huolimatta, mutta niitä ravinteisimmissä ruoho- ja lehtokorvissa sen peittävyys on vähäinen (Korpela 1999). Ruohoisilla ja sitä viljavimmilla paikoilla mustikka kärsii todennäköisesti ruohojen ja heinien kilpailusta (Kuusipalo 1983). Ruohoisten turvekankaiden kasvupaikoilla mustikan peittävyys alkaa mallin mukaan kasvaa myöhemmin puuston pohjapinta-alan suhteen kuin muilla kasvupaikoilla (peittävyuden jäädessä toki huomattavasti pienemmäksi). Suuremmilla pohjapinta-aloilla metsikön varjoisuus lisääntyy, mikä heinien ja ruohojen vähetessä tarjoaa mustikalle paremmat mahdollisuudet menestyä myös ruohoisten turvekankaiden kasvupaikoilla.

Ojitustilanteella ei havaittu merkitsevää vaikutusta mustikan peittävyYTEEN, mutta ojikoilla sitä näytti kasvavan vähiten. Valtakunnallisissa aineistoissa mustikka on ollut niukimmillaan juuri ojikoilla (Salemaa 2001a), mikä voi johtua pitkälti suotyypijakaumastakin: ojikkoina voivat säilyä pitkään karut suot ja ravinnesuhteiltaan epätasapainoiset aukeahkot suot, joilla mustikkaa on vähän. Salemaan (2001a) mukaan mustikan peittävyys on suurimmillaan turvekankailla, mutta tässä tutkimuksessamme merkitseviä ero-

ja eri ojitustilanteiden välillä ei havaittu. Tämä selittyy sillä, että tässä tutkimuksessa mukana olivat vain korvet, mutta Salemaalla (2001a) kaikki suotyypit. Korpelan & Reinikaisen (1996) mukaan luonnontilaisessa korpiaineistossa mustikan peittävyys oli suurin mustikkaisuus-puolukkaisuus-tason (ravinteisuus III–IV) korvissa, joissa se oli suurempi kuin ojituksen jälkeisissä kuivatussukessiovaiheissa (Korpela 1999). Myös Saraston (1961) liitetaulukoiden mukaan mustikan runsaus eri ojitustilanteissa on suureksi osaksi suotyypikohtainen.

Mustikan peittävyys oli suurimmillaan puuston pohjapinta-alan ollessa noin 20 m<sup>2</sup>/ha eli hieman alhaisempi kuin Turtiaisen ym. (2016) mallissa, jossa mustikan peittävyys kivennäis- ja turvemailla kasvoi puuston PPA:n kasvaessa arvoon 26 m<sup>2</sup>/ha, minkä jälkeen se vähitellen laski. Tonteri ym. (2016) havaitsivat puuston PPA:lla myös merkitsevän vaikutuksen mustikan peittävyYTEEN, mutta heidän tutkimuksessaan sillä ei ollut yhdysvaikutusta kasvupaikan kanssa. Myös lehtipuuosuudella havaittiin tässä työssä samanlainen negatiivinen vaikutus mustikan peittävyYTEEN kuin aiemmin on havaittu ravinteikkailla kivennäismailla (Miina ym. 2009) ja korvissa (Turtiainen ym. 2016).

Puolukkaa oli mustikkaisilla kasvupaikoilla enemmän kuin puolukkaisilla (mihin osasyynä saattoi olla pieni puolukkaisten korpien määrä), mutta pohjapinta-alan kasvaessa puolukan peittävyys kasvoi puolukkaisilla paikoilla suurimmaksi. Ihalaisen ym. (2003) ja Turtiaisen ym. (2013) tutkimuksissa havaittiin kivennäismailla suurimmat peittävyYdet puolukkaisilla kasvupaikoilla eivätkä puolukkaiset korvet eronneet niistä merkitsevästi. Myös Tonterin ym. (2016) mukaan kasvupaikka selittää merkitsevästi puolukan peittävyYttä. Turtiaisen ym. (2013) mukaan puolukan peittävyys vähenee myös turvemailla ravinteisuustason noustessa. Myös puolukan osalta lehtipuuosuuden negatiivinen vaikutus oli samankaltainen kuin Turtiaisen ym. (2013) tutkimuksessa.

Metsätähteä oli eniten mustikkaisilla kasvupaikoilla ja seuraavaksi ruohoisilla. Tonterin (2016) kivennäismaita koskevassa tutkimuksessa kasvupaikka ei ollut merkitsevä metsätähden peittävyYden selittäjä. Se on kuitenkin yleisin

ja runsain lehtomaisilla kankailla ja lehdossa (Tonteri 2001a). Käsillä olevassa tutkimuksessa metsätähti oli runsaimmillaan turvekankailla. Se runsastuu ojitussukcession myötä ja levittäytyy etenkin turvekangasvaiheessa, kun sopivaa kasvutilaa syntyy (Tonteri 2001a). Myös pohjapinta-ala selitti merkittävästi metsätähden peittävyyttä. Tulos vastaa Tonterin (2001a) tulosta, jonka mukaan metsätähden sukcesso-optimi on jo sulkeutuneissa nuorissa metsissä, ja kaikkein varjoisimmista metsistä se puuttuu.

Toisin kuin metsätähti, käenkaali sietää hyvin myös varjoisia olosuhteita ja sen sukcesso-optimi on vanhoissa ja varjoisissa metsissä (Tonteri 2001b). Myös tämän tutkimuksen mukaan käenkaali runsastuu selvästi pohjapinta-alan noustessa yli 25 m<sup>2</sup>/ha. Myös keskiläpimitan kasvun positiivinen vaikutus viittaa siihen, että käenkaali suosii vanhoja järeitä metsiä. Käenkaalia saattaa tavata myös avoimilta paikoilta runsaana esimerkiksi isojen kivien tai kantojen suojassa (Tonteri 2001b), mihin viittaa myös tämän työn mallinnuksen tulos. Runsaimmillaan käenkaalia esiintyi ruohoisilla kasvupaikoilla. Käenkaali onkin yksi ruohoturvekankaiden (ja lehtomaisten kankaiden) opaskasveista erityisesti Suomen eteläosassa (Laine ym. 2018). Tonterin (2001b) mukaan käenkaalia esiintyy runsaammin korpimuuttumilla ja turvekankailla kuin ojitamattomilla soilla. Tässä tutkimuksessamme ojitustilanne oli kuitenkin vain suuntaa antava selittäjä. Tulos selittyy sillä, että aineistossa oli mukana paljon runsaspuustoisia ojitamattomia korpia.

Metsäalvejuurta oli selvästi runsaimmin turvekankailla mikä vastaa Nousiaisen (2001) tulosta. Kasvupaikan vaikutus ei ollut merkittävä, mutta runsaimmillaan metsäalvejuurta esiintyi ruohoisilla kasvupaikoilla. Metsäalvejuurta esiintyi myös valtakunnallisissa aineistoissa enemmän ruohoisilla kuin mustikkaisilla turvemailloilla (Nousiainen 2001).

Pallosaran peittävyteen vaikuttivat merkittävästi kasvupaikka ja lehtipuuosuus. Pallosaraa kasvoi eniten mustikkaisilla ja puolukkaisilla kasvupaikkatyypeillä. Hotasen (2001) mukaan se on korvissa lähes yhtä runsas näillä ravinteisuustasoilla (rämeillä se on selvästi runsain puolukkaisuustasolla). Pallosara saattaa runsastua ojituksen jälkeen tilapäisesti (Sarasto 1961).

Ojitustilanteen vaikutus ei kuitenkaan ollut merkittävä. Tämä näkyi myös luonnontilaisten ja ojitettujen korprien ja korpirämeiden aineistossa, ravinteisuusvaikutus oli suurempi kuin ojituksen (Korpela 1999). Kun tarkastellaan yhdessä kaikkia korprien ja rämeiden ojitusaloloja, pallosara on ollut keskimäärin runsain muuttumavaiheessa (Hotanen 2001). On todennäköistä, että lehtipuuosuuden kasvu lisää kilpailevaa kasvillisuutta siten, että pallosara (kuten moni muukin laji) taantuu. Lehtipuuosuuden kasvu vähentää maaperän happamuutta, ja pallosara kasvaa hyvin melko happamalla (pH n. 3,5–4,9) turvealustalla (Pankkoski 1939).

Kuusen taimien peittävyteen vaikutti merkittävästi keskiläpimita ja ojitustilanne. Tämä viitannee siihen, että kuusen taimia syntyy ja ne kasvavat hyvin harvapuustoisissa varttuneissa metsissä, turvekankailla. Myöskään Saksa & Valkonen (2001) eivät havainneet juuri yhteyttä syntyvien kuusen taimien ja pohjapinta-alan välillä eri-ikäisrakenteisissa kuusivaltaisissa metsiköissä. Lehtipuuosuus ei tässä tutkimuksessa vaikuttanut kuusen taimien peittävyteen, vaikka sen tiedetäänkin edistävän kuusen taimettumista (Pukkala ym. 2011). Männyn osuuden kasvu saattaa edistää kuusen taimettumista. Lisäksi mäntyjen ja koivujen alla taimet todennäköisemmin myös selviytyvät paremmin ja kasvavat nopeammin (Pukkala ym. 2011).

Metsäkerrossammalen, seinäsammalen ja kangaskynsisammalen peittävyttä alensi lehtipuuosuuden kasvu. Todennäköisesti lehtikarike ja ruoho-, heinä- ja sarakasvillisuus tukahduttavat sammalia. Yleensä nämä metsäsammalet ovat runsaimmillaan ojitussukcession myöhäisissä vaiheissa, turvekankailla, mikä näkyi myös malleissa kasvupaikkatyyppin lisäksi (myös Sarasto 1961, Mäkipää 2001c, d). Toisaalta metsäkerrossammalen on havaittu myös taantuneen erityisesti Pohjois-Suomen korpikasvupaikoilla ojitussukcession myötä, todennäköisesti lanonitusten ja puuston harvennusten seurauksena (Mäkipää 2001a).

### Elinympäristömallien testaus

Oli oletettavaa, että elinympäristömallit eivät ennusta kovin tarkasti yksittäisten koalojen

kasvillisuuden peittävyyttä. Tämä siksi että malleissa on selittäjinä hyvin karkeita kasvupaikkaa ja puustoa kuvaavia tunnuksia. Mallin ennusteiden tarkkuuden ohella/sijaan onkin tarpeellista tarkastella mallin ennustamaa harvennuksen aiheuttamaa kasvillisuuden muutoksen suuntaa ja voimakkuutta. Elinympäristömalleja käytetään kuvaamaan eri metsänkäsittelyvaihtoehtojen vaikutuksia kasvillisuuteen. Näissä tarkasteluissa ei olla niinkään kiinnostuneita siitä, kuinka tarkkoja yksittäisille metsiköille lasketut malliennusteet ovat. Sen sijaan tällaisissa mallitarkasteluissa on tärkeää, että mallit ennustavat kasvillisuudessa tapahtuvan muutoksen suunnan ja voimakkuuden loogisesti. Jos näin on, niin silloin eri metsänkäsittelyvaihtoehtojen vaikutukset kasvillisuuteen ovat uskottavia ja käsittelyvaihtoehtoja voidaan verrata toisiinsa.

Mallien soveltuvuutta selittämään hakkuukokeilla mustikan ja puolukan peittävyysien muutoksia havainnollistettiin erikseen ruohoturvekankaille ja mustikkaturvekankaille. Kokeilla tapahtuneiden muutosten suunta oli pääosin samanlainen kuin mallin ennustama suunta pohjapinta-alan laskiessa. Muutoksen voimakkuuksissa ja peittävyiden tasoissa oli kuitenkin eroja ja joillakin koealoilla myös suunnassa. Mallin tuloksia arvioitaessa on kuitenkin huomioitava se, että mallin ennusteissa käytettiin mallinnusaineiston keskilämpömitan keskiarvoa ja lehtipuuosuus oletettiin nolaksi, koska näistä muuttujista ei ollut kohteilta tietoa. Lehtipuusuuden kasvu vaikutti malleissa negatiivisesti mustikan ja puolukan peittävyteen, joten mallin sopivuutta kokeelliseen aineistoomme testaavissa kuvaajissa ennustekäyrä siirtyisi alaspäin, jos lehtipuuosuus olisi suurempi. Mallinnusaineistossa ei myöskään ollut tietoa esimerkiksi hakkuusta kuluneesta ajasta. Sen ottaminen mukaan selittäjäksi todennäköisesti vaikuttaisi mallinnoituksen ja koeaineiston vertailuihin.

Useiden lajien peittävyyksissä saattaa olla myös paljon esimerkiksi sääolosuhteista riippuvaa vuosien välistä vaihtelua. Koeala- ja puustotunnukset ovat kuitenkin tarkoituksenmukaisimpia selittäjiä, sillä ne ovat yleensä käytännön metsäsuunnittelussa tiedossa ja niihin vaikutetaan usein suoraan metsänhoitotoimenpiteillä (Ihalainen ym. 2003). Näin lyhyen aikavälin muutoksia koealoit-

tain ennustettaessa on myös otettava huomioon se, että koealoittaisiin keskipeittävyysiin saattaa vaikuttaa ajouran tai hakkuutähdekanan osuminen kasvillisuusruudulle. Nämä tekijät huomioon ottaen, malli selittää todellisuudessa tapahtuneita muutoksia tässä aineistossa kohtuullisen hyvin.

## Johtopäätökset

Voimakkuudeltaan kaksi erilaista erirakenteishakkuuta olivat molemmat kasvillisuutta hyvin säästäviä korpikuusikoissa. Välittömät vaikutukset lajistoon olivat vähäisiä. Mustikkaan ja puolukkaan käsittelyillä ei ollut juuri minkäänlaista vaikutusta, ja useimmat putkilokasvit, eniten ruohot sekä heinä- ja sarakasvit, hyötyivät käsittelyjen aiheuttamasta valon määrän (ja mahdollisesta lievästä kosteuden) kasvusta. Lehti- ja rahkasammalet taantuivat jossain määrin, mutta yksikään, edes niukasti peittävä, sammallaji ei hävinnyt koealoilta. Ojanukkasammal valtasi koneiden jättämiä paljaita turvejälkiä. Lyhyen aikavälin muutoksista osan selittää koneiden jäljet (ajourat) (mm. pioneirilajien kolonisaatio) ja monen kasvuruudun peittyminen hakkuutähteisiin (mm. sammalien taantuminen, mutta suikerosammalien hienoinen runsastuminen). Tulokset ovat todennäköisesti yleistettävissä tavanomaisten harvennusten vaikutuksiin.

Lukuun ottamatta mustikan ja puolukan esiintymisen mallinnoituksia, turvemailta ei ole julkaistu harvennus- tai erirakenteishakkuiden vaikutuksia aluskasvillisuuden rakenteeseen. Aikaisempi tutkimus on keskittynyt avohakkuun ja maanmuokkauksen jälkeisen sukkessiokehityksen alkuvaiheisiin (ml. taimettuminen) sekä korprien pienaukkojen taimettumiseen. Odotetusti erirakenteishakkuiden välittömät kasvillisuusvaikutukset ovat paljon vähäisempiä kuin turvemaiden avohakkuiden vaikutukset. Verrattuna kivennäismaiden poimintahakkuihin ja pienaukkohakkuihin ilman maanmuokkausta, vaikutukset näyttivät olevan niitäkin pienempiä. Kivennäismaiden kokeita oli tosin seurattu jo kymmenen vuoden ajan. Turvemaiden erirakenteishakkuiden vaikutuksia olisi seurattava pitempään viime vuosina perustetuilla pysyvillä koealoilla.

Laaditut elinympäristömallit pystyvät ennustamaan puuston harvennusta seuraavan peittä-

vyysmuutoksen suunnan merkittävimmille aluskasvillisuuteen kuuluville kasvilajeille. Mallit auttavat ennakoimaan eri kasvilajien peittävyysmuutosten suuntaa puuston käsittelyn jälkeen, mutta peittävyydestä tarvitaan lisäksi metsikkökohtaista tietoa, kun arvioidaan aluskasvillisuuden merkitystä esimerkiksi ravinteiden käytölle tai haihdunnalle, joka osaltaan säätelee pohjavedenpinnan tasoa ja sitä kautta turvemaa-metsän maaperän kasvihuonekaasupäästöjä.

## Kiitokset

Kiitämme Markku Saarista ja Sakari Sarkkolaa kokeiden taustatiedoista, kahta anonymiä tarkastajaa arvokkaista kommentteista ja Hannu Nousiaista osallistumisesta kokeiden 1. kasvillisuus-kuvaukseen.

## Kirjallisuus

- Bergstedt, J. & Milberg, P. 2001. The impact of logging intensity on field-layer vegetation in Swedish boreal forest. *Forest Ecology and Management* 154: 105–115. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00642-3](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00642-3)
- Bråkenhielm, S. & Liu, Q. 1998. Long-term effects of clear-felling on vegetation dynamics and species diversity in a boreal pine forest. *Biodiversity & Conservation* 7: 207–220. <https://doi.org/10.1023/A:1008836502640>
- Brososke, K.D., Chen, J., Naiman, R.J., Franklin, J.R. 1997. Harvesting effects on microclimate gradients from small stream to uplands in western Washington. *Ecological Applications* 7: 1188–1200.
- Finér, L., Mattsson, T., Joensuu, S., Koivusalo, H., Laurén, A., Makkonen, T., Nieminen, M., Tattari, S., Ahti, E., Kortelainen, P., Koskiaho, J., Leinonen, A., Nevalainen, R., Piirainen, S., Saarelainen, J., Sarkkola S. & Vuollekoski, M. 2010. Metsäisten valuma-alueiden vesistökuormituksen laskenta. *Suomen Ympäristö* 10. 33 s. <http://hdl.handle.net/10138/37973>
- Fox, J. 2003. Effect displays in R for generalized linear models. *Journal of Statistical Software* 8(15): 1–27. <http://www.jstatsoft.org/v08/i15/>
- Frego, K.A. 1996. Regeneration of four boreal bryophytes: colonization of experimental gaps by naturally occurring propagules. *Canadian Journal of Botany* 74: 1937–1942. <https://doi.org/10.1139/b96-231>
- Guisan, A., T. Edwards & T. Hastie. 2002. Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions: setting the scene. *Ecological Modelling* 157: 89–100. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(2\)00204-1](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(2)00204-1)
- Haapakoski, J. 2019. Eriakenteishakkuiden voimakkuuden vaikutus aluskasvillisuuden rakenteeseen korpikohteilla. Itä-Suomen yliopisto. Luonnontieteiden ja metsätieteiden tiedekunta, metsätieteiden osasto. Metsätieteen pro gradu, erikoistumisala metsien hoito ja metsäekosysteemit. 71 s. [http://epublications.uef.fi/pub/urn\\_nbn\\_fi\\_uef-20191212/](http://epublications.uef.fi/pub/urn_nbn_fi_uef-20191212/)
- Hamberg, L., Hotanen, J.-P., Nousiainen, H., Nieminen, T.M & Ukonmaanaho, L. 2019. Recovery of understorey vegetation after stem-only and whole-tree harvesting in drained peatland forests. *Forest Ecology and Management* 442: 124–134. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.04.002>
- Hannerz, M. & Hånell, B. 1997. Effects on the flora in Norway spruce forest following clearcutting and shelterwood cutting. *Forest Ecology and Management* 90: 29–49. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(96\)03858-3](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(96)03858-3)
- Heithecker, T.D. & Halpern, C.B. 2007. Edge-related gradients in microclimate in forest aggregates following structural retention harvest in western Washington. *Forest Ecology and Management* 248: 163–173. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.05.003>
- Heikkinen, J. & Mäkipää, R. 2010. Testing hypotheses on shape and distribution of ecological response curves. *Ecological Modelling* 221: 388–399. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2009.10.030>
- Heikkinen, J. & Reinikainen, A. 2001. Inventointiaineistot ja tulosten laskenta. Teoksessa: Reinikainen, A., Mäkipää, R., Vanha-Majamaa, I. & Hotanen, J.-P. (toim.). 2001. Kasvit muuttuvassa metsäluonnossa. Tammi, Helsinki. s. 302–316. ISBN951-31-1963-7.
- Holgen, P. & Hånell, B. 2000. Performance of planted and naturally regenerated seedlings

- in *Picea abies* -dominated shelterwood stands and clearcuts in Sweden. *Forest Ecology and Management* 127(1–3): 129–138. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(99\)00125\\_5](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00125_5)
- Hotanen, J.-P. 2001. *Carex globularis*, Pallosara. Teoksessa: Reinikainen, A., Mäkipää, R., Vanha-Majamaa, I. & Hotanen, J.-P. (toim.). 2001. Kasvit muuttuvassa metsäluonnonssa. Tammi, Helsinki. s. 164–165. ISBN951-31-1963-7.
- Huttunen, J.T., Nykänen, H., Martikainen, P.J., Nieminen, M. 2003. Fluxes of nitrous oxide and methane from drained peatlands following forest clear-felling in southern Finland. *Plant and Soil* 255: 457–462. <https://doi.org/10.1023/A:1026035427891>
- Hämet-Ahti, L., Suominen, J., Ulvinen, T., Uotila, P. & Vuokko, S. 1998. Retkeilykasvio. 4.painos, Suomen Luonnontieteellinen Museo, Kasvimuseo, Helsinki. 656 s.
- Hökkä, H., Repola, J., Moilanen, M. & Saarinen, M. 2012. Seedling establishment on small cutting areas with or without site preparation in a drained spruce mire – a case study in northern Finland. *Silva Fennica* 46(5): 695–705. <https://doi.org/10.14214/sf.920>
- Hökkä, H. & Mäkelä, H. 2014. Post-harvest height growth of Norway spruce seedlings in northern Finland peatland forest canopy gaps and comparison to partial and complete canopy removals and plantations. *Silva Fennica* 48(5): 1192. <https://doi.org/10.14214/sf.1192>
- Hökkä, H. & Repola, J. 2018. Pienaukkohakkuun uudistumistulos Pohjois-Suomen korpi-kuusikossa 10 vuoden kuluttua hakkuusta. *Metsätieteen aikakauskirja* 2018: 7808. <https://doi.org/10.14214/ma.7808>
- Ihalainen, M., Salo K. & Pukkala, T. 2003. Empirical prediction models for *Vaccinium myrtillus* and *V. vitis-idaea* berry yields in North Karelia, Finland. *Silva Fennica* 37(1): 513. <https://doi.org/10.14214/sf.513>
- Juutinen, A., Ahtikoski & Rämö, J. 2020. Puuntuotannon kannattavuuteen vaikuttavat tekijät jatkuvapeitteisessä metsänkasvatuksessa. *Metsätieteen aikakauskirja* 2020: 10313. <https://doi.org/10.14214/ma.10313>
- Juutinen, A., Shanin, V., Ahtikoski, A., Rämö, J., Mäkipää, R., Laiho, R., Sarkkola, S., Laurén, A., Penttilä, T., Hökkä, H. & Saarinen, M. 2021. Profitability of continuous cover forestry in Norway spruce-dominated peatland forest and the role of water table. *Canadian Journal of Forest Research*. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2020-0305>
- Korhonen, K.T., Ihalainen, A., Ahola, A., Heikkinen, J., Henttonen, H.M., Hotanen, J.-P., Nevalainen, S., Pitkänen, J., Strandström, M., Viiri, H. 2017. Suomen metsät 2009–2013 ja niiden kehitys 1921–2013. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 59/2017. 86 s. <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-326-467-0>
- Korkiakoski, M., Tuovinen, J.-P., Penttilä, T., Sarkkola, S., Ojanen, P., Minkkinen, K., Rinne, J., Laurila, T., and Lohila, A. 2019. Greenhouse gas and energy fluxes in a boreal peatland forest after clear-cutting. *Biogeosciences* 16: 3703–3723. <https://doi.org/10.5194/bg-16-3703-2019>
- Korpela, L. 1999. Diversity of vegetation in pristine and drained forested mire margin communities in Finland. *International Peat Journal* 9: 94–117.
- Korpela, L. 2001. *Aulacomnium palustre*, Suonihuopasammal. Teoksessa: Reinikainen, A., Mäkipää, R., Vanha-Majamaa, I. & Hotanen, J.-P. (toim.). 2001. Kasvit muuttuvassa metsäluonnonssa. Tammi, Helsinki s. 236–237. ISBN 951-31-1963-7.
- Korpela, L. & Reinikainen, A. 1999. Numerical analysis of mire margin forest vegetation in South and Central Finland. *Annales Botanici Fennici* 3: 183–197.
- Koskinen, M., Sallantausta, T & Vasander, H. 2011. Post-restoration development of organic carbon and nutrient leaching from two ecologically different peatland sites. *Ecological Engineering* 37: 1008–1016. <https://doi.org/j.ecoleng.2010.06.036>
- Kuusipalo, J. 1983. On the distribution of blueberry biomass in different forests stands. *Silva Fennica* 17(3): 245–257. (In Finnish with English summary). <https://silvafennica.fi/pdf/article5190.pdf>
- Laine, J., Vasander, H., Hotanen, J.-P., Nousiainen, H., Saarinen, M. & Penttilä, T. 2018. Suotyypit ja turvekankaat – kasvupaikkaopas. Luke. Helsingin yliopisto. *Metsäkustannus*. 160 s. ISBN 978-952-5694-89-5.
- Laurila, T., Aurela, M., Hatakka, J., Hotanen,



- J-P., Jauhiainen, J., Korkiakoski, M., Korpela, L., Koskinen, M., Mäkelä, T., Laiho, R., Lehtonen, A., Leppä, K., Linkosalmi, M., Lohila, A. K., Minkkinen, K., Mäkiranta, P., Nieminen, M., Ojanen, P., Peltoniemi, M., Penttilä, T., Rainne, J., Rautakoski, H., Saarinen, M., Salovaara, P., Sarkkola, S. & Mäkipää, R. 2021. Set-up and instrumentation of the greenhouse gas (GHG) measurements on experimental sites of continuous cover forestry. *Natural resources and bioeconomy studies* 26/2021. <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-380-191-2>
- Leppä, K., Hökkä, H., Laiho, R., Launiainen, S., Lehtonen, A., Mäkipää, R., Peltoniemi, M., Saarinen, M., Sarkkola, S. & Nieminen, M. 2020a. Selection cuttings as a tool to control water table level in boreal drained peatland forests. *Frontiers in Earth Science* 8: 576510. <https://doi.org/10.3389/feart.2020.576510>
- Leppä, K., Korkiakoski, M., Nieminen, M., Laiho, R., Hotanen, J.-P., Kieloaho, A.-J., Korpela, L., Laurila, T., Lohila, A., Minkkinen, K., Mäkipää, R., Ojanen, P., Pearson, M., Penttilä, T., Tuovinen, J.-P. & Launiainen, S. 2020b. Vegetation controls of water and energy balance of a drained peatland forest: Responses to alternative harvesting practices. *Agricultural and Forest Meteorology* 295: 108198. 17 p. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2020.108198>
- Lloret, F. 1994. Gap colonization by mosses on a forest floor: An experimental approach. *Lindbergia* 19: 122–128.
- McCullagh, P. & J. Nelder 1989. Generalized linear models. *Monographs on Statistics and Applied Probability* 37. Chapman & Hall, New York. 511 s.
- McDonald, J.H. 2014. *Handbook of Biological Statistics* (3rd ed.). Sparky House Publishing, Baltimore, Maryland. s. 140–144.
- Miina, J., Hotanen, J.-P. & Salo, K. 2009. Modelling the abundance and temporal variation in the production of bilberry (*Vaccinium myrtillus* L.) in Finnish mineral soil forests. *Silva Fennica* 43: 577–593. <https://doi.org/10.14214/sf.181>
- Moilanen, M., Ferm, A. & Issakainen, J. 1995. Kuusen- ja koivuntaimien alkukehitys korven uudistamisaloilla. *Folia Forestalia – Metsätieteen aikakauskirja* 1995(2): 115–130. <https://www.metsatieteenaikakauskirja.fi/pdf/article5950.pdf>
- Moilanen, M., Issakainen, J. & Vesala, H. 2011. Metsän uudistaminen mustikkaturvekankaalla – luontaisesti vai viljellen? Metlan työraportteja 192. 30 s. <http://www.metla.fi/julkaisut/workingpapers/2011/mwp192.pdf>
- Mäkipää, R. 2001a. *Hylocomium splendens*, Metsäkerrosammal. Teoksessa: Reinikainen, A., Mäkipää, R., Vanha-Majamaa, I. & Hotanen, J.-P. (toim.). 2001. Kasvit muuttuvassa metsäluonnossa. Tammi, Jyväskylä. s. 248–250. ISBN951-31-1963-7.
- Mäkipää, R. 2001b. *Brachythecium*-suku, Suikerosammalet. Teoksessa: Reinikainen, A., Mäkipää, R., Vanha-Majamaa, I. & Hotanen, J.-P. (toim.). 2001. Kasvit muuttuvassa metsäluonnossa. Tammi, Jyväskylä. s. 238–239. ISBN951-31-1963-7.
- Mäkipää, R. 2001c. *Pleurozium schreberi*, Seinäsammal. Teoksessa: Reinikainen, A., Mäkipää, R., Vanha-Majamaa, I. & Hotanen, J.-P. (toim.). 2001. Kasvit muuttuvassa metsäluonnossa. Tammi, Jyväskylä. s. 251–253. ISBN 951-31-1963-7.
- Mäkipää, R. 2001d. *Dicranum polysetum*, Kangaskynsisammal. Teoksessa: Reinikainen, A., Mäkipää, R., Vanha-Majamaa, I. & Hotanen, J.-P. (toim.). 2001. Kasvit muuttuvassa metsäluonnossa. Tammi, Jyväskylä. s. 244–246. ISBN 951-31-1963-7.
- Mäkipää, R. & Heikkinen, J. 2003. Large-scale changes in abundance of terricolous bryophytes and macrolichens in Finland. *Journal of Vegetation Science* 14: 467–508. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2003.tb02176.x>
- Mäkiranta, P., Riutta, T., Penttilä, T. & Minkkinen, K. 2010. Dynamics of net ecosystem CO<sub>2</sub> exchange and heterotrophic soil respiration following clearfelling in a drained peatland forest. *Agricultural and Forest Meteorology* 150(12): 1585–1596. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2010.08.010>
- Nieminen, M., Sarkkola, S. & Laurén, A. 2017. Impacts of forest harvesting on nutrient, sediment and dissolved organic carbon exports from drained peatlands: a literature review, synthesis and suggestions for the future. *Forest Ecology and Management* 392: 13–20.

- <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.02.046>
- Nieminen, M., Hökkä, H., Laiho, R., Juutinen, A., Ahtikoski, A., Pearson, M., Kojola, S., Sarkkola, S., Launiainen, S., Valkonen, S., Penttilä, T., Lohila, A., Saarinen, M., Haahti, K., Mäkipää, R., Miettinen, J. & Ollikainen, M. 2018. Could continuous cover forestry be an economically and environmentally feasible management option on drained boreal peatlands? *Forest Ecology and Management* 424: 78–84. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.04.046>
- Nieminen, M., Sarkkola, S., Haahti, K., Salantausta, T., Koskinen, M. & Ojanen, P. 2020. Metsäoijitettujen soiden typpi- ja fosforikuormitus Suomessa. Summary: Forestry on drained peatlands as a source of surface water nitrogen and phosphorus in Finland. *Suo – Mires and peat* 71(1): 1–13. Saatavissa: <http://www.suo.fi/pdf/article10398.pdf>
- Nilsson, M.-C. & Wardle, D.A. 2005. Understorey vegetation as a forest ecosystem driver: evidence from the northern Swedish boreal forest. *Frontiers in Ecology and the Environment* 3(8): 421–428. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2005\)003\[0421:UVAAFE\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2005)003[0421:UVAAFE]2.0.CO;2)
- Nousiainen, H. 2001. *Dryopteris Carthusiana*, Metsäalvejuuri. Teoksessa: Reinikainen, A., Mäkipää, R., Vanha-Majamaa, I. & Hotanen, J.-P. (toim.). 2001. Kasvit muuttuvassa metsäluonnossa. Tammi, Helsinki. s. 186–188. ISBN 951-31-1963-7.
- Ojanen, P., Minkkinen, K., Alm, J. & Penttilä, T. 2010. Soil–atmosphere CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O fluxes in boreal forestry-drained peatlands. *Forest Ecology and Management* 260: 411–421
- Ojanen, P., Minkkinen, K. & Penttilä, T. 2013. The current greenhouse gas impact of forestry-drained boreal peatlands. *Forest Ecology and Management* 289: 201–208.
- Ojanen, P. & Minkkinen, K. 2019. The dependence of net soil CO<sub>2</sub> emissions on water table depth in boreal peatlands drained for forestry. *Mires and Peat* 24: 27. <https://doi.org/10.19189/MaP.2019.OMB.StA.1751>
- Pankakoski, A. 1939. Ekologis-kasvistollisia tutkimuksia Hiisjärven luonnonpuistossa. (Referat). *Annales Botanici Societatis Zoologicae Botanicae Fennicae 'Vanamo'* 10.3. 154 s.
- Peterson, W.L. & Mayo, J.M. 1975. Moisture stress and its effect on photosynthesis in *Dicranum polysetum*. *Canadian Journal of Botany* 53: 2897–2900.
- Pukkala, T., Lähde, E. & Laiho, O. 2001. Metsän jatkuva kasvatust. Joen Forest Program Consulting. 229 s.
- Päivänen, J. 1999. Tree stand structure on pristine peatlands and its change after forest drainage. *International Peat Journal* 9: 66–72.
- Päivänen, J. & Hånell, B. 2012. *Peatland Ecology and Forestry – a Sound Approach*. University of Helsinki, Department of Forest Sciences Publications, Helsingin yliopiston metsätieteiden laitoksen julkaisuja 3. 267 s.
- R Core Team 2018. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. <https://www.R-project.org>
- Reinikainen, A., Mäkipää, R., Vanha-Majamaa, I. & Hotanen, J.-P. (toim.) 2000. Kasvit muuttuvassa metsäluonnossa. Summary: Changes in the frequency and abundance of forest and mire plants in Finland since 1950. *Kustannusosakeyhtiö Tammi, Helsinki*. 384 s. ISBN 951-31-1963-7.
- Ricard, J.P. & Messier, C. 1996. Abundance, growth, and allometry of red raspberry (*Rubus idaeus* L.) along a natural light gradient in a northern hardwood forest. *Forest Ecology and Management* 81: 153–160.
- Rydgren, K., Økland, R. H. & Hestmark, G. 2004. Disturbance Severity and Community Resilience in a Boreal Forest. *Ecology* 85: 1906–1915. <http://hdl.handle.net/11250/149307>
- Saarinen, M. 2013. Männyn kylvö ja luontainen taimettuminen vanhoilla ojitusalueilla – turvemaiden uudistamisen erityispiirteitä. *Dissertationes Forestales* 164. 64 s. <http://www.metla.fi/dissertationes/df164.htm>
- Saarinen, M. & Hotanen, J.-P. 2000. Raakahumuksen ja kasvillisuuden yhteisvaihtelu Pohjois-Hämeen vanhoilla ojitusalueilla. Covariation between raw humus layer and vegetation on peatlands drained for forestry in western Finland. *Suo – Mires and Peat* 51(4): 227–242. Saatavissa: <http://www.suo.fi/pdf/article9807.pdf>
- Saarinen, M., Hotanen, J.-P. & Alenius, V. 2009. Muokkausjälkien kasvillisuuden kehittyminen ojitettujen soiden metsänuudistamisaloilla.

- Suo – Mires and Peat 60(3–4): 85–109. <http://www.suo.fi/pdf/article9869.pdf>
- Saarinen, M., Valkonen, S., Sarkkola, S., Nieminen, M., Penttilä, T. & Laiho, R. 2020. Jatkuvapeitteisen metsänkasvatuksen mahdollisuudet ojitetuilla turvemaidilla. *Metsätieteen aikakauskirja* 2020: 10372. <https://doi.org/10.14214/ma.10372>
- Saksa, T. & Valkonen, S. 2011. Dynamics of seedling establishment and survival in uneven-aged boreal forests. *Forest Ecology and Management* 261: 1409–1414. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.01.026>
- Salemaa, M. 2001a. *Vaccinium myrtillus*, Mustikka. Teoksessa: Reinikainen, A., Mäkipää, R., Vanha-Majamaa, I. & Hotanen, J.-P. (toim.) 2001. *Kasvit muuttuvassa metsäluonnossa*. s. 128–130. Tammi, Helsinki. 384 s. ISBN 951-31-1963-7.
- Salemaa, M. 2001b. *Vaccinium vitis-idaea*, Puolukka. Teoksessa: Reinikainen, A., Mäkipää, R., Vanha-Majamaa, I. & Hotanen, J.-P. (toim.) 2001. *Kasvit muuttuvassa metsäluonnossa*. s. 136–138. Tammi, Helsinki. 384 s. ISBN 951-31-1963-7.
- Salemaa, M., Mäkipää, R. & Oksanen, J. 2008. Difference in the growth response of three bryophyte species to nitrogen. *Environmental Pollution* 152: 82–91. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2007.05.019>
- Sarasto, J. 1961. Über die Klassifizierung der für Walderziehung entwässerten Moore. *Acta Forestalia Fennica* 74(5): 1–47.
- Sarkkola, S., Hökkä, H., Koivusalo, H., Nieminen, M., Ahti, E., Päivänen, J., Laine, J., 2010. Role of tree stand evapotranspiration in maintaining satisfactory drainage conditions in drained peatlands. *Canadian Journal of Forest Research* 40: 1485–149. <https://doi.org/10.1139/X10-084>
- Sarkkola, S., Hökkä, H., Ahti, E., Nieminen, M., Koivusalo, H., 2012. Depth of water table prior to ditch network maintenance is a key factor for tree growth response. *Scandinavian Journal of Forest Research* 27: 10. <https://doi.org/10.1080/02827581.2012.689004>
- Tarvainen, O., Hekkala, A.-M., Kubin, E., Tamminen, P., Tolvanen, A., 2015. Soil disturbance and early vegetation response to varying intensity of energy wood harvest. *Forest Ecology and Management* 348: 153–163. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.04.001>
- Tolvanen, A. 1994. Differences in recovery between a deciduous and an evergreen ericaceous clonal dwarf shrub after simulated above-ground herbivory and belowground damage. *Canadian Journal of Botany* 72: 853–859.
- Tonteri, T. 2001a. *Trientalis europaea*, Metsätähti. Teoksessa: Reinikainen, A., Mäkipää, R., Vanha-Majamaa, I. & Hotanen, J.-P. (toim.) 2001. *Kasvit muuttuvassa metsäluonnossa*. s. 226–227. Tammi, Helsinki. 384 s. ISBN 951-31-1963-7.
- Tonteri, T. 2001b. *Oxalis acetosella*, Käenkaali. Teoksessa: Reinikainen, A., Mäkipää, R., Vanha-Majamaa, I. & Hotanen, J.-P. (toim.) 2001. *Kasvit muuttuvassa metsäluonnossa*. s. 210–211. Tammi, Helsinki. 384 s. ISBN 951-31-1963-7.
- Tonteri, T., Salemaa, M., Rautio, P., Hallikainen, V., Korpela, L., Merilä, P. 2016. Forest management regulates temporal change in the cover of boreal plant species. *Forest Ecology and Management* 381: 115–124. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.09.015>
- Turtiainen, M., Miina, J., Salo, K. & Hotanen, J.-P. 2013. Empirical prediction models for the coverage and yields of cowberry in Finland. *Silva Fennica* 47(3): 22 p. <https://doi.org/10.14214/sf.1005>
- Turtiainen, M., Miina, J., Salo, K. & Hotanen, J.-P. 2016. Modelling the coverage and annual variation in bilberry yield in Finland. *Silva Fennica* 50 (4 article id 1573 12 p. <https://doi.org/10.14214/sf.1573>
- Ulvinen, T., Syrjänen, K. & Anttila, S. (toim.) 2002. *Suomen sammalet – levinneisyys, ekologia, uhanalaisuus*. Suomen ympäristö 560. 354 s. ISBN952-11-1152-6.
- Vanha-Majamaa, I., Shorohova, E., Kushnevs-kaya, H., Jalonen, J. 2017. Resilience of understorey vegetation after variable retention felling in boreal Norway spruce forest – A ten-year-perspective. *Forest Ecology and Management* 393: 12–228. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.02.040>
- Äijälä, O., Koistinen, A., Sved, J., Vanhatalo, K. & Väisänen, P. (toim.) 2014. *Metsänhoidon-suositukset*. Metsätalouden kehittämiskeskus Tapion julkaisuja. Metsäkustannus. 180 s.

Liite 1. Kasvilajien keskinäitöiset peittävydet ennen hakkuuta vuonna 2016 ja kaksi vuotta hakkuun jälkeen (2018). Kevyempi hakkuu, poljapinta-ala (PPA) = 17 m<sup>2</sup>, voimakkaampi hakkuu, PPA = 12–13 m<sup>2</sup>/ha.

Appendix 1. Mean abundances of plant species before harvesting in 2016 and two years after harvesting in 2018. Less intensive selection harvesting, stand basal area (G) = 17 m<sup>2</sup>/ha, more intensive selection harvesting, G = 12–13 m<sup>2</sup>/ha.

Kasvilaji Plant species	Kontrollit (n=6) Controls		Kevyempi hakkuu (n=4) Harvesting, G = 17 m <sup>2</sup> /ha		Voimakkaampi hakkuu (n=6) Harvesting, G = 12–13 m <sup>2</sup> /ha		
	2016	2018	2016	2018	2016	2018	
<b>Puut ja pensaat Trees &amp; shrubs</b>							
<i>Betula pendula</i>			rauduskoivu	-	-	0,07	-
<i>Betula pubescens</i>			hieskoivu	0,13	0,20	0,63	0,81
<i>Picea abies</i>			kuusi	4,12	5,44	4,15	4,59
<i>Pinus sylvestris</i>			mänty	-	-	0,01	0,00
<i>Rubus idaeus</i>			vadelma	0,60	0,72	0,10	0,12
<i>Salix aurita</i>			virpaju	-	-	-	0,01
<i>Sorbus aucuparia</i>			pihlaja	0,24	0,33	0,17	0,32
						0,24	0,39
<b>Varvut Dwarf-shrubs</b>							
<i>Chamaedaphne calyculata</i>			vaivero	-	-	0,03	0,03
<i>Empetrum nigrum</i>			variksenmarja	-	-	-	0,00
<i>Linnaea borealis</i>			vanamo	0,64	0,45	0,47	0,70
<i>Lycopodium annotinum</i>			riidenlieko	0,00	-	0,01	0,03
<i>Vaccinium myrtillus</i>			mustikka	14,15	15,11	12,83	13,50
<i>Vaccinium oxycoccos</i>			isokarpalo	-	-	-	0,01
<i>Vaccinium uliginosum</i>			juolukka	0,06	0,03	-	-
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>			puolukka	6,03	6,17	6,86	6,56
						5,46	6,30
<b>Heinät ja sarat Grasses &amp; sedges</b>							
<i>Calamagrostis arundinacea</i>			metsäkastikka	0,01	0,01	-	-
<i>Calamagrostis purpurea</i>			korpikastikka	0,04	0,01	-	-
<i>Carex brunnescens</i>			polkusara	-	-	-	0,02
<i>Carex canescens</i>			harmaasara	0,08	0,11	0,01	0,11
<i>Carex globularis</i>			pallosara	2,30	2,56	2,26	4,95
<i>Carex nigra subsp. juncella</i>			tupassara	-	-	-	0,00
<i>Carex vaginata</i>			tuppisara	-	-	-	0,02
<i>Deschampsia flexuosa</i>			metsälauha	0,01	0,01	0,06	0,77
<i>Eriophorum vaginatum</i>			tupasvilla	0,17	0,13	-	-
<i>Luzula pilosa</i>			kevätipppo	0,13	0,16	0,05	0,09
						0,01	0,14
<b>Ruohot Herbs</b>							
<i>Athyrium filix-femina</i>			hiirenporras	-	-	0,05	-
<i>Cornus suecica</i>			ruohokanukka	0,07	0,09	-	-
<i>Dryopteris carthusiana</i>			metsälvejuuri	4,32	4,71	7,34	10,44
<i>Dryopteris expansa</i>			isoalvejuuri	0,63	0,77	0,37	0,42
<i>Epilobium angustifolium</i>			maitohorsma	0,04	0,02	0,03	0,53
<i>Equisetum sylvaticum</i>			metsäkorte	0,23	0,18	0,12	0,13
<i>Galeopsis bifida</i>			peltopillike	-	-	-	0,07
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>			metsämarre	1,61	1,08	0,18	0,02
<i>Maianthemum bifolium</i>			oravanmarja	0,48	0,45	0,32	0,50
<i>Melampyrum pratense</i>			kangasmitikka	0,00	-	0,01	-
<i>Melampyrum sylvaticum</i>			metsämitikka	0,00	0,00	0,15	0,01
<i>Orthilia secunda</i>			nuokkutaivikki	-	-	-	0,02
<i>Oxalis acetosella</i>			käenkaali	1,43	1,41	1,45	1,40
<i>Rubus chamaemorus</i>			muurain	0,79	0,74	0,83	0,83
<i>Solidago virgaurea</i>			kultapiisku	0,01	0,01	-	-
<i>Stellaria longifolia</i>			metsätähiti	-	-	-	-
<i>Trientalis europaea</i>			metsätähiti	0,72	0,75	1,46	3,61
						1,08	3,85
<b>Lehtisammalet Bryales</b>							
<i>Aulacomnium palustre</i>			suonihuopasammal	0,41	0,37	1,81	1,48
<i>Brachythecium spp.</i>			suikerosammal	3,48	3,61	1,22	1,20
<i>Dicranella cerviculata</i>			ojuukasammal	-	-	-	0,02
<i>Dicranum majus</i>			isokynsisammal	0,82	0,82	0,68	0,53
<i>Dicranum polysetum</i>			kangaskynsisammal	2,67	2,55	4,11	4,12
<i>Dicranum scoparium</i>			kivikynsisammal	0,36	0,25	0,68	0,36
<i>Hylacomium splendens</i>			metsäkerrossammal	7,98	7,67	8,86	5,41
<i>Plagiomnium cuspidatum</i>			metsälehväsammal	0,03	0,02	-	-
<i>Plagiothecium spp.</i>			laakasammal	0,00	0,00	-	0,01
<i>Pleurozium schreberi</i>			seinäsammal	8,55	7,51	8,20	4,30
<i>Pohlia nutans</i>			nuokkuvarstasammal	-	-	0,08	0,01
<i>Polytrichastrum longisetum</i>			kytökarhunsammal	-	-	-	0,14
<i>Polytrichum commune</i>			korpikarhunsammal	0,84	0,88	0,60	0,32
<i>Polytrichum formosum</i>			lehtokarhunsammal	-	-	0,01	0,00
<i>Polytrichum juniperinum</i>			kangaskarhunsammal	0,00	0,00	0,25	0,04
<i>Polytrichum strictum</i>			rämelehtokarhunsammal	0,01	0,00	0,04	0,03
<i>Ptilium crista-castrensis</i>			sulkasammal	0,03	0,03	0,00	0,00
						0,00	0,05
<b>Rahkasammalet Sphagnum</b>							
<i>Sphagnum angustifolium</i>			rämerahkasammal	1,38	1,71	0,58	0,62
<i>Sphagnum capillifolium</i>			kangasrahkasammal	0,00	0,00	0,01	0,01
<i>Sphagnum girgensohnii</i>			korpiarahkasammal	13,27	12,83	14,24	14,03
<i>Sphagnum fuscum</i>			ruskoraikasammal	-	-	0,03	0,01
<i>Sphagnum magellanicum</i>			punarahkasammal	0,70	0,61	1,32	0,99
<i>Sphagnum riparium</i>			haprararahkasammal	0,11	0,17	-	0,50
<i>Sphagnum russowii</i>			varvikkorahkasammal	4,71	3,87	6,33	4,54
						5,50	4,71
<b>Maksasammalet Liverworts</b>							
<i>Barbilophozia lycopodioides</i>			vaarapykäsammal	0,02	0,01	-	-
<i>Hepaticae spp.</i>			maksasammal	0,03	0,03	0,03	0,07
<i>Ptilidium ciliare</i>			isokorallisammal	0,00	0,01	-	-
						0,01	0,03
<b>Jäkälät Lichens</b>							
<i>Cladonia rangiferina</i>			harmaaporonjäkäli	0,01	0,01	-	-
<i>Cladonia spp.</i>			torvijäkälä	0,00	-	0,00	0,00
						-	-
<i>stump</i>			kanto	0,04	0,06	-	0,25
<i>litter</i>			karike	52,62	54,43	49,63	57,73
<i>root collar</i>			juurenniska	-	-	-	0,12
<i>stem</i>			puunrunko	0,55	0,55	1,15	0,82
						0,56	0,40

### Summary: Short-term effects of selection harvesting on the structure of understorey vegetation in drained *Picea abies* mires

Continuous cover forestry may be more sustainable alternative to rotation based forest management, which includes clear-cutting, especially in peatlands due to avoided negative environmental influences (Huttunen et al. 2003, Finér et al. 2010, Koskinen et al. 2011, Ojanen et al. 2013, Nieminen et al. 2017, 2020, Ojanen & Minkkinen 2019, Leppä et al. 2020a). In continuous cover forests, remaining trees may evaporate enough to keep the groundwater table depth sufficient for tree growth after selection harvesting without ditching (e.g. Sarkkola et al. 2010, 2012). Thus, negative environmental effects related to clear-felling and ditch network maintenance may be avoided (Nieminen et al. 2018, Juutinen et al. 2021). Furthermore, peatlands, especially spruce mires, often regenerate well naturally (Holgen & Hännell 2000, Päivänen & Hännell 2012, Saarinen 2013, Hökkä et al. 2012, Hökkä & Mäkelä 2014, Hökkä & Repola 2018). Rotation based forest management drastically affects also the composition of forest understorey vegetation and decreases especially the proportion of late-successional species (Moilanen et al. 1995, Saarinen et al. 2009, Vanha-Majamaa et al. 2017 and references therein, Hamberg et al. 2019). However, effects of selection harvesting on ecosystem functioning and e.g. on succession of the understorey vegetation on peatlands are poorly known.

The main aim of this study was to investigate first time in Finland changes in the composition of forest understorey vegetation after selection harvesting (cutting for uneven-aged stands) in Norway spruce mires. Two thinning intensities were used: post-harvest basal area (G) of 17 m<sup>2</sup>/ha and 12–13 m<sup>2</sup>/ha. The emphasis of the harvest removal was on the upper half of the stand diameter at breast height (DBH) distribution within each plot, retaining the suppressed and understory trees and also some of the largest trees (e.g. Leppä et al. 2020a). The inventoried study sites (Laurila et al. 2021) belong to the SOMPA-project (<https://www.luke.fi/sompa/>) of the Natural Resources Institute Finland and they are located to relatively same latitude, in three municipalities in the northern part of the southern boreal vegetation zone. The main research focus was on the changes in the coverage of the species and species groups, but also the changes in the species number were studied, respectively. The second aim of this study was to model the responses of the species in the field and ground layer vegetation to site and stand characteristics in spruce mires, especially to tree basal area (G), based on the vegetation and tree stand data of Finnish National Forest Inventory (NFI) in 1985–86 (e.g. Reinikainen et al. 2001, Mäkipää & Heikkinen 2003, Heikkinen & Mäkipää 2010). In addition, the feasibility of the coverage models to predict the changes in the vegetation coverage in the empirical study sites was tested. The changes in the coverage of the field and ground vegetation species were analyzed using paired sample t-test (SPSS 25.0), and the response models were done using generalized linear models (GLM) (R Development Core Team, 2018).

The coverage of some sedges, grasses and herbs (e.g. *Carex globularis*, *Trientalis europaea*, *Dryopteris carthusiana*) increased rapidly after harvesting. There were no significant changes in the coverages of bilberry (*Vaccinium myrtillus*) and cowberry (*Vaccinium vitis-idaea*) during the two-year study period. Tree seedlings and saplings (under 50 cm height) including in the field layer, and shrubs became more abundant on the sites with more intensive harvesting, raspberry (*Rubus idaeus*) as a good example. Mosses generally slightly suffered from the stand treatments. However, *Brachythecium spp.*, which live on the litter, became slightly more abundant on the sites with more intensive harvesting. The changes in the species number were not significant. The studied two harvesting intensities spared well the understorey vegetation. Most likely the results can be generalized to the effects of normal thinnings. The response models predicted the trend of the change mainly well, but the levels of the coverage differed clearly from detected coverages. In short-term studies, the effect of logging residuals and strip roads may be significant, so long-term monitoring is needed on sites. The results of this study may be utilized to evaluate the effects of different cutting methods on development of ground vegetation, forest regeneration, growth and dynamics. This study also gives preliminary information on the proper cutting intensity when aiming at to preserve, for example, bilberry coverage.