

**Pro gradu -tutkielma**

**Kantojen korjuun vaikutukset tuoreen  
kangasmetsän kenttäkerroksen kasvillisuuteen**

**Marja Laatikainen**



**Jyväskylän yliopisto**

Bio- ja ympäristötieteiden laitos

Biologian opettajankoulutus

12.5.2022

Laatikainen, M.: Kantojen korjuun vaikutukset tuoreen kangasmetsän  
kenttäkerroksen kasvillisuuteen  
Pro gradu -tutkielma: 50 s., 1 liite (2 s.)  
Työn ohjaajat: Dos. Jari Haimi ja FT Saana Kataja-aho  
Tarkastajat: Dos. Elisa Vallius ja FT Saana Kataja-aho  
Toukokuu 2022

---

Hakusanat: häiriö, kasviyhteisö, laikkumätästys, lajimäärä, sukkessio

Kiinnostus kantojen käyttöön energiapuuna kasvoi merkittävästi 2010-luvulla, ja muutamien vuosien ajan käyttö oli lähes 15 % metsähakkeen kokonaiskäytöstä lämpö- ja voimalaitoksissa. Sitten niiden käyttö on vähentynyt, mutta kantoja korjataan yhä erityisesti kuusivaltaisten kangasmetsien avohakkuualoilta osin myös juurikäävän torjumiseksi. Tämän tutkimuksen tavoitteena oli selvittää kantojen korjuun vaikutuksia kenttäkerroksen kasvillisuuteen avohakatuilla, laikkumätästetyillä tuoreen kangasmetsän kuusivaltaisten kasvupaikkojen uudistusaloilla yhdeksän vuotta hakuiden jälkeen vertaamalla kantojen korjuualoja aloihin, joilta kantoja ei ollut nostettu. Kantojen korjuualoilla mineraalimaata paljastuu huomattavasti enemmän kuin pelkästään laikkumätästetyillä aloilla, ja maa-ainesten sekoittuminen on voimakkaampaa. Kasviyhteisöissä todettiin eroja kantojen korjuualojen ja pelkästään laikkumätästettyjen alojen välillä, mutta myös ehjän maanpinnan ja mineraalimaaksi paljastuneen maanpinnan kasvillisuuden välillä. Lajimäärä ja kokonaispeittävyys olivat suurempia kantojen korjuualoilla sukkession tässä vaiheessa. Valoa hyvin sietävät pioneerilajit metsälauha (*Deschampsia flexuosa*) ja maitohorsma (*Epilobium angustifolium*) valtasivat alaa molemmilla uudistusaloilla ja pinnoilla, erityisen peittävänä ehjällä maanpinnalla. Hiekkaisten, kuivien kankaiden indikaattorilaji kanerva (*Calluna vulgaris*) puolestaan hyötyi mineraalimaapinnan paljastumisesta. Varjoisammassa ja kosteammassa oloissa viihtyvä kliimaksilajien ryhmä, johon kuuluivat mm. mustikka (*Vaccinium myrtillus*) ja oravanmarja (*Maianthemum bifolium*), menestyivät paremmin ehjällä maanpinnalla. Verrattaessa uudistusalojen ehjän maanpinnan kasvillisuutta hakkaamattoman, päätehakkuikäisen metsän kasvillisuuteen havaittiin, että tuoreen kangasmetsän tyyppilajin mustikan peittävyys oli uudistusaloilla vähentynyt radikaalisti päätehakkuikäiseen metsään verrattuna. Erot kasviyhteisöissä kantojen korjuualojen, pelkästään laikkumätästettyjen alojen sekä päätehakkuikäisen metsän välillä vahvistavat pääosin aiempien tutkimusten tuloksia. Kasvuolosuhteet muuttuvat kantojen korjuun myötä vielä voimakkaammin kuin pelkän laikkumätästysten jälkeen, ja tämä näkyy kenttäkerroksen kasvillisuudessa vielä varhaisen sukkessiovaiheen jälkeenkin.

UNIVERSITY OF JYVÄSKYLÄ, Faculty of Mathematics and Science

Department of Biological and Environmental Science

Teacher Training in Biology

Laatikainen, M.: Effects of stump harvesting on field layer vegetation in boreal spruce forest  
MSc thesis: 50 p., 1 appendix (2 p.)  
Supervisors: PhD Jari Haimi, PhD Saana Kataja-aho  
Inspectors: PhD Elisa Vallius, PhD Saana Kataja-aho  
May 2022

---

Key Words: disturbance, mounding, plant community, species richness, succession

In Finland the interest to use stumps as a part of forest energy rose significantly during the 2010s and for a few years almost 15 % from all woodchip used in heat- and power plants were stumps. Since then, the usage has decreased, but stumps are still harvested especially from clear-cut spruce-dominated boreal forests, partly also to prevent root rot. Aim of this study was to find out how stump harvesting affects the field layer vegetation in clear-cut and mounded spruce-dominated boreal forest habitats by comparing stump harvested stands nine years after harvesting, to stands where stumps had been left on site. Stump harvesting exposes mineral soil layer remarkably more than mounding only. Also the mixing of soil layers is more intensive. There were differences in the plant communities between of stump harvesting stands and only mounded stands, but also between exposed mineral soil and undisturbed soil surface. Number of species and total coverage of the field layer vegetation were higher in stump removal areas in this stage of succession. Light-tolerant pioneer species *Deschampsia flexuosa* and *Epilobium angustifolium* took over the area in both stump harvesting and mounded stands, and also in both surfaces, especially undisturbed ground. *Calluna vulgaris*, the indicator species of sandy and dry heath forests, benefited from exposing the mineral soil. Climax species, including *Vaccinium myrtillus* and *Maianthemum bifolium*, thrive usually in a more shady and moist habitats, and that group of species succeeded better on undisturbed ground. When comparing the vegetation of stump harvesting and mounded areas to uncut mature forest vegetation, it was noticed that the cover of bilberry (*Vaccinium myrtillus*), the typical species in spruce-dominated boreal forests, was radically decreased in stump removal and mounded stands. Differences in the field layer vegetation between stump harvesting areas, only mounded stands and uncut mature boreal forests observed in this study, confirm the results of previous studies. Growth factors change much more heavily in stump harvesting than only mounded stands and the impacts are still visible in the field layer vegetation after early successional stages.

# Sisällysluettelo

1 JOHDANTO.....	1
1.1 Kantojen korjuu osana metsävarojen hyödyntämistä .....	1
1.1.1 Kantojen käyttö energiapuuna.....	1
1.1.2 Kantojen korjuun suositukset .....	3
1.2 Pohjoisen havumetsän häiriöt, sukkessio ja kasvillisuus.....	6
1.2.1 Häiriöt ja sukkessio.....	6
1.2.2 Sukkession vaiheet.....	9
1.2.3 Tuore kangasmetsä .....	11
1.3 Tutkimuskysymykset .....	14
2 AINEISTO JA MENETELMÄT .....	15
2.1 Tutkimusalue ja koeasetelma .....	15
2.2 Aineiston kerääminen .....	16
2.3 Aineiston käsittely .....	18
2.4 Tilastolliset menetelmät .....	19
3 TULOKSET .....	21
3.1 Lajimäärä ja kokonaispeittävyys .....	21
3.2 Peittävydet lajiryhmittäin ja lajeittain.....	24
3.3 Kasviyhteisöt .....	27
4 TULOSTEN TARKASTELU .....	29
4.1 Kantojen korjuu ja kasvien lajimäärä .....	29
4.2 Kenttäkerroksen kokonaispeittävyys.....	32
4.3 Kantojen korjuun vaikutus lajien ja lajiryhmien peittävyksiin.....	35
4.4 Kasviyhteisöt ja sukkessio kantojen korjuun jälkeen .....	39
5 JOHTOPÄÄTÖKSET .....	41
KIITOKSET .....	43
KIRJALLISUUS .....	43
LIITE 1 .....	51

# 1 JOHDANTO

## 1.1 Kantojen korjuu osana metsävarojen hyödyntämistä

### 1.1.1 Kantojen käyttö energiapuuna

Pohjoismaissa kantojen hyötykäyttöä kuituna ja energialähteenä on tutkittu 1970-luvulta saakka. On todettu, että kantojen ja juurimassan käyttö tuottaa 20 % enemmän energiaa, kuin pelkän rungon polttaminen (Richardson ym. 2002). Metsänomistaja hyötyy kantojen korjuusta lisätulojen muodossa, mutta kantojen korjuun aiheuttama voimakas lehtipuuvesakon lisääntyminen voi myös nostaa varhaisen taimikonhoidon kuluja (Uotila ym. 2010). Kantojen korjuun myötä maanmuokkaus metsänuudistamiseksi tehostuu, ja sopivissa korjuukohteissa kannonnoston on havaittu vähentävän juurikäävän leviämistä havupuilla (Vasaitis ym. 2008, Walmsley ja Godbold 2010, Koistinen ym. 2019). Toisaalta kantojen käyttö energiapuuna on ongelmallista, sillä kantojen polttamisesta vapautuvat hiilidioksidipäästöt voivat lyhyellä aikavälillä tarkasteltuna olla jopa suuremmat kuin saman energiamäärän omaavien fossiilisten polttoaineiden päästöt (Sievänen ym. 2012). Maahan jätettyinä kannot toimivat pitkän aikaa hiilen varastoina. Ne lahoavat ja vapauttavat hiiltä ilmakehään hyvin hitaasti, toisin kuin esimerkiksi nopeammin hajoavat hakkuutähteet.

Tarve varmistaa energian riittävyys ja saatavuus sekä halu vähentää fossiilisten polttoaineiden käyttöä ovat kannustaneet metsäenergian ja energiapuun käytön lisäämiseen Suomessa, mutta myös muualla maailmassa (Hakkila 2006, Walmsley ja Godbold 2010, Ilvesniemi 2012). Päätehakkuualoilta korjattavien kantojen, hakkuutähteiden ja juurakoiden lisäksi energiapuuna käytetään teollisuudelle kelpaamatonta järeää runkopuuta, karsittuja rankoja, karsimatonta pienpuuta ja harvennuksien yhteydessä saatavaa pieniläpimittaista kuitupuuta

(Luonnonvarakeskus 2021a). Poltettavaksi päätyvä biomassa jalostetaan metsähakkeeksi. Vuonna 2000 haketettuja kantoja poltettiin lämpö- ja voimalaitoksissa 5000 m<sup>3</sup>, metsähakkeen kokonaiskäytön ollessa 0,79 miljoonaa m<sup>3</sup> (Luonnonvarakeskus 2021a). Hakkeen ja samalla kantojen käyttö kasvoi tasaisesti aina huippuvuoteen 2013 saakka, jolloin haketta käytettiin 8 miljoonaa m<sup>3</sup>. Kantojen osuus tästä oli 1,2 miljoonaa m<sup>3</sup>. Tämän jälkeen kantojen osuus on vähentynyt: vuonna 2016 kantoja käytettiin alle 0,8 miljoonaa m<sup>3</sup>, ja haketta yhteensä 7,4 miljoonaa m<sup>3</sup>. Vastaavat luvut vuonna 2020 olivat kantojen osalta 0,3 miljoonaa m<sup>3</sup>, ja hakkeen kokonaiskäytön osalta 7,6 miljoonaa m<sup>3</sup>. Runkopuun hakkuukertymä oli yhteensä 70 miljoonaa m<sup>3</sup> vuonna 2016, ja 69 miljoonaa m<sup>3</sup> vuonna 2020. Metsiemme puuston poistuma kokonaisuudessaan oli 86 miljoonaa m<sup>3</sup> vuonna 2016, ja 83,5 miljoonaa m<sup>3</sup> vuonna 2020 (Luonnonvarakeskus 2021b).

Boreaalisella havumetsävyöhykkeellä metsäteollisuus on yksi tärkeimmistä teollisuudenaloista, ja metsätalousmaan osuus Suomen maapinta-alasta on tällä hetkellä noin 86 %. Vuonna 2020 metsätalousmaata oli 26,2 miljoonaa hehtaaria, josta kitumaata 2,2 miljoonaa hehtaaria ja joutomaata 3,3 miljoonaa hehtaaria. (Luonnonvarakeskus 2021c). Suurelta osin yksityisomistuksessa olevat talousmetsät tuottavat tukki-, kuitu- ja energiapuuta teollisuuden käyttöön. Kestävän metsätalouden periaatteiden mukaisesti metsiä pitäisi hoitaa siten, että ne suoran taloudellisen hyödyn lisäksi säilyttäisivät kyvyn tarjota myös muita elintärkeitä palveluitaan (Oliver 2003). Esimerkiksi metsien tarjoamat ekosysteemipalvelut, kuten ilmastonmuutosta hillitsevä hiilensidontakapasiteetti, maaperän eroosiotorjunta tai virkistyskäyttö puolestaan hyödyttävät ihmisiä niin paikallistasolla, alueellisesti kuin maailmanlaajuisestikin (Mace ym. 2002). Metsävarojen hyödyntämiseen vaikuttavat näin ollen useiden eri toimijoiden toisiinsa nähden ristiriitaisetkin intressit (Mönkkönen ym. 2014).

Metsäenergian lisääntyneellä hyödyntämisellä on vaikutuksia monenlaisiin luonnon prosesseihin aina ravinteiden ja hiilen kierrosta metsän monimuotoisuuteen ja tuottavuuteen. Biomassan korjuu on muokannut

voimakkaasti sekä metsäluontoa että -maisemaa. Kasvuolosuhteet muuttuvat jo hakkuiden ja maanmuokkauksen myötä, mutta muutos on vielä voimakkaampaa uudistusaloilla, joilta nostetaan lisäksi kannot (Kataja-aho 2011). Kantojen korjuu avohakkuualoilta on häiriö, joka vaikuttaa kasvillisuuteen ja sen kehittymiseen kohti uudelleen sulkeutunutta metsäekosysteemiä. Vaikutukset pintakasvillisuuteen ja sen sukkessioon ovat ilmeisiä erityisesti maanpinnan voimakkaan rikkoontumisen myötä (mm. Walmsley ja Godbold 2010, Kataja-aho 2011, Koistinen ym. 2019).

Suomessa kansallinen metsästrategia 2025 sisältää metsäpolitiikan tärkeimmät linjaukset kestävän metsätalouden osalta (Maa- ja metsätalousministeriö 2019). Lisäksi metsäteollisuuden toimintaa ohjaavat metsänhoidon suositukset, joiden tarkoituksena on osaltaan varmistaa, että tieto tutkitusti parhaista käytännöistä on kaikkien toimijoiden saatavilla. Esimerkiksi taimikonhoitoa, metsänhoitoon liittyvää vesiensuojelua ja energiapuun korjuuta koskien on kehitetty omat suosituksensa (Maa- ja metsätalousministeriö 2021). Pohjoisen havumetsän ominaispiirteiden ja metsien rakenteen, toiminnan ja monimuotoisuuden säilyttäminen kestävällä tasolla edellyttää pitkäjänteistä metsänhoidon suunnittelua ja eri toimijoiden sitoutumista sovittuihin toimenpiteisiin ja linjauksiin.

### 1.1.2 Kantojen korjuun suositukset

Viime vuosikymmeninä on tutkittu etenkin energiapuun korjuun vaikutuksia hiilen kiertoon ja metsien hiilitaseeseen (mm. Hope 2007, Strömgren ym. 2012, Strömgren ym. 2013) ravinteiden, erityisesti typen kiertoon (mm. Hope 2007, Kataja-aho 2011, Hyvönen ym. 2016), vesistövaikutuksiin (mm. Laurén ym. 2008), maaperän fysikaaliseen rakenteeseen (mm. Miller ym. 1996, Hope 2007, Zabowski ym. 2008), metsän tuottavuuteen ja uudistumiseen (mm. Engell 2011 ja 2016, Saksa 2012), kasvillisuuteen (mm. Caruso ym. 2008, Kaye ym. 2008, Kataja-aho ym. 2011, Rudolphi ym. 2016, Andersson ym. 2017) ja muuhun eliölajistoon, erityisesti

selkärangattomiin (mm. Bengtsson ym. 1998, Kataja-aho ym. 2011). Vuonna 2019 julkaistiin päivitettyt suositukset energiapuun korjuuseen, ja niiden tarkoituksena on muun muassa turvata korjuualojen maaperän tuottavuus ja metsäluonnon monimuotoisuus jatkossakin (Koistinen ym. 2019). Suositusten mukaan kantojen korjuu pyritään ohjaamaan aloille, joilla se täyttää maanomistajan metsillensä asettamat metsänhoidolliset tavoitteet ja mahdollistaa taloudellisesti, ekologisesti, sosiaalisesti ja kulttuurisesti kestävän metsänhoidon (ks. mm. Koistinen 2019 ym., Maa- ja metsätalousministeriö 2019).

Kantoja korjataan Suomessa enimmäkseen kuusivaltaisilta päätehakkuualoilta, ja korjuuta suositellaankin tehtäväksi pääasiassa kuivahkoilla kankailla ja sitä viljavammilla kivennäismailla (Koistinen ym. 2019). Turvemailla sekä liian kuivilla ja karuilla kivennäismailla kantojen korjuuta vältetään ravinnetasapainon säilyttämiseksi ja vesistöhaittojen ehkäisemiseksi. Metsikön tuottavuuden kannalta kantojen korjuun vaikutukset ovat negatiiviset mitä ilmeisimmin silloin, kun maaperä on ennestään hyvin ravinneköyhää (Hope 2007, Zabowski ym. 2008, Walmsley ja Godbold 2010). Kantoja ei myöskään nosteta valuma- ja eroosioherkiltä alueilta kuten jyrkiltä rinteiltä tai kalliometsiköistä, ja vesistöjen ympärille jätetään riittävät suojakaistat (Koistinen ym. 2019).

Kantojen korjuu vähentää merkittävästi monille eliöille tarpeellisen suuriläpimittaisen lahopuun määrää (Rabinowitsch-Jokinen ja Vanha-Majamaa 2010). Ravinnetasapainon ja monimuotoisuuden turvaamiseksi halkaisijaltaan yli 15 cm kantoja suositellaankin jätettäväksi hehtaarille vähintään 25 kpl (Koistinen ym. 2019). Myös pienet kannot jätetään korjaamatta. Puun ravinnepitoisuudet ovat kaarnassa suurimmillaan, ja pienissä kannoissa kaarnaa on suhteellisesti enemmän kuin järeissä kannoissa (Hakkila 2004). Pieniä kantoja ei myöskään ole kannattavaa korjata pienen juurimassan vuoksi, joten kustannussyistä halkaisijaltaan alle 20 cm kannot jätetäänkin useimmiten korjaamatta (Kärhä 2012, Koistinen ym. 2019). Myös hakkuutähteiden (mm. oksat, latvukset, hyvin pieniläpimittaiset puut) ravinnepitoisuus on korkea, minkä vuoksi hakkuutähteitä suositellaan jätettäväksi



kantojen korjuualalle 30 % niiden kokonaismäärästä (Koistinen ym. 2019). Engellin ym. (2016) mukaan etenkin kuusivaltaisissa metsiköissä maahan on hyvä jättää ainakin latvukset metsän tuottavuuden varmistamiseksi. Lisäksi ravinnepitoisen hienojuuriston poistamista on syytä välttää (Walmsley ja Godbold 2010). Pienjuuriston annetaan kuolla ennen kantojen korjuuta, jotta myös maa-ainesta poistuisi juurien mukana mahdollisimman vähän (Koistinen ym. 2019).

Kataja-aho ym. (2011) havaitsivat maanmuokkausmenetelmänä käytettävän laikkumätästykseen ja kantojen korjuun yhdessä paljastavan mineraalimaata kaksi-kolme kertaa enemmän kuin pelkän laikkumätästykseen. Kantojen korjuun jälkeen yli puolet maanpinnasta voi olla paljastuneena mineraalimaaksi tai humuksen kanssa sekoittuneeksi maaksi (Strömgren ym. 2012). Myös raskaiden työkoneiden liikkuminen hakkuualoilla lisääntyy. Tämä paitsi rikkoo maanpintaa myös tiivistää maaperää ja hidastaa veden imeytymistä maahan, jolloin seisomaan jäänyt vesi voi huuhtoa ravinteita paljastuneelta, humuksensekaiselta mineraalimaalta (Hope 2007). Tutkimukset eivät ole yksiselitteisesti osoittaneet, että kantojen korjuu yksin aiheuttaisi ravinteiden liiallista poistumista kantojen korjuualoilta, mutta yhdessä maanmuokkauksen kanssa vaikutuksia voi olla (Walmsley ja Godbold 2010). Kantojen korjuu kokonaisuudessaan pyritäänkin toteuttamaan niin, että maanpintaa tiivistyy ja mineraalimaata paljastuu mahdollisimman vähän. Tarpeetonta pintamaan rikkomista ja sekoittamista vältetään ja humuskerros säilytetään mahdollisimman ehjänä (Koistinen ym. 2019).

Kantojen korjuun aiheuttamat muutokset maaperässä, humuksen määrässä ja pintakasvillisuudessa vaikuttavat suoraan lajistoon ja metsän tärkeisiin ekologisiin prosesseihin (Siitonen 2012). Suositukset kiinnittävät osaltaan huomiota monimuotoisuuteen, kuten lahopuun määrään ja metsäluonnon monimuotoisuudelle tärkeiden kohteiden ja uhanalaisten lajien säilyttämiseen, mutta metsäluonnossa runsaanakin esiintyvät, metsän ekologian kannalta keskeiset lajit voivat kärsiä merkittävästi. Esimerkiksi monelle eliölajille kuten useille perhos- ja sahapistiäislajien toukille sekä riistalle tärkeän ravintokasvin mustikan

peittävyys vähenee kantojen korjuualoilla, koska se leviää kasvullisesti ja sen leviäminen on hidasta paljastuneella mineraalipinnalla (Siitonen ja Hanski 2004, Kataja-aho 2011, Siitonen 2012, Andersson ym. 2017). Pintakasvillisuuden merkitys sekä metsän tuottavuudelle että sen monimuotoisuudelle on keskeinen, sillä se vaikuttaa muun muassa puiden taimien itämiseen, metsämaan hajotustoimintaan ja aineiden kiertoon metsämaassa (Swanson ym. 2011). Kantojen korjuu on hitaasti kehittyvälle pohjoisen havumetsän ekosysteemille voimakas häiriö, joka yhdessä avohakkuun ja maanmuokkauksen kanssa voi muuttaa metsäluontoa merkittävästi myös pitkällä aikavälillä (Kaye ym. 2008, Kataja-aho 2011, Ilvesniemi ym. 2012).

## **1.2 Pohjoisen havumetsän häiriöt, sukkessio ja kasvillisuus**

### **1.2.1 Häiriöt ja sukkessio**

Luonnon eliöyhteisöt muuttuvat jatkuvasti. Yhteisössä tapahtuvaa muutosta kutsutaan ekologiseksi sukkessioksi, ja useimmiten sillä tarkoitetaan nimenomaan kasvillisuuden muuttumista. Sukkessiolla voidaan ajatella olevan alku ja loppu, ja sen etenemistä yhteisössä voidaan jossain määrin ennustaa, mutta se ei useinkaan ole suoraviivaista eikä oletetussa päätepisteessään muuttumatonta (esim. Horn 1974 ja 1975, Connell ja Slatyer 1977, Tilman 1987, Kuuluvainen 2009, Peltzer ym. 2010). Kasviyhteisöön ja sen sukkessioon vaikuttavat elinympäristön geofysikaaliset ja biologiset tekijät kuten ilmasto, kasvupaikkatekijät ja lajienväliset vuorovaikutussuhteet, ja niissä tapahtuvat muutokset (Whittaker 1975, Wardle 2002, Salonen 2006). Eri asteiset puuston rakennetta ja pintakasvillisuutta muuttavat häiriöt muokkaavat elinympäristöä metsissä ja vaikuttavat sukkession käynnistymiseen ja etenemiseen (Engelmark 1999, Kuuluvainen ym. 2004, Kuuluvainen 2009). Pohjoisessa havumetsässä sukkessio on lähes poikkeuksetta sekundaarisukkessiota, jolloin ainakin osa kasvillisuudesta on häiriön jälkeen säilynyt tuhoutumattomana toisin kuin primaarisukkessiossa, jossa kasvillisuutta ja maaperän siemenpankkia ei ole entuudestaan paikalla lainkaan (Ruokolainen ja Salo 2006).

Luonnontilaisessa metsässä laajat metsäpalot tai myrskytuhot aloittavat sukkessiokehityksen keskimäärin sadan vuoden välein, mutta niiden yleisyys ja voimakkuus vaihtelee suuresti metsätyypistä ja sijainnista riippuen (Engelmark 1999, Kuuluvainen 2009). Skandinaviassa tulen aloittamat sukkessiokehitykset ovat vähentyneet viimeisen 200 vuoden aikana metsäpalojen torjunnan ja aktiivisen metsänhoidon lisääntyttyä (Zackrisson 1977, Kuuluvainen 2009). Luonnontilaisessa metsässä tuli on merkittävin pintakasvillisuuden uudistaja (Niklasson ja Granström 2000). Joidenkin lajien elinkierto on riippuvainen tulesta, joten metsäpalojen väheneminen on osaltaan vaikuttanut metsien lajistoon ja sukkessioon. Pintakasvillisuudella on puolestaan tärkeä merkitys paitsi ekosysteemin monimuotoisuudelle myös sen tuottavuudelle (Nilsson ja Wardle 2005, Swanson ym. 2011). Pienemmän mittakaavan häiriöt, kuten yksittäisen puun kaatuminen tai runsas herbivoria, vaikuttavat myös monella tapaa lajistoon esimerkiksi valon määrän muuttumisen myötä tai tarjoamalla paikallisen mikrohabitaatin lahoppuulla eläville lajeille (Sagar ym. 2008). Eriasteisia häiriöitä esiintyy usein rinnakkain, mikä tekee luonnontilaisesta metsästä elinympäristöltään hyvin heterogeenisen ja siten monimuotoisen (Kuuluvainen ym. 2004, Kellomäki 2005, Ruokolainen ja Salo 2006).

Keskimääräisen häiriön teorian mukaan eliöyhteisön monimuotoisuus on runsaimmillaan silloin, kun häiriöitä esiintyy sopivan ajan välein, ei siis liian usein eikä liian harvoin, ja ne aiheuttavat tarpeeksi voimakkaan häiriön, mutta eivät kuitenkaan tuhoa liikaa olemassa olevaa eliöyhteisöä (mm. Horn 1974, Connell 1978, Wardle ym. 2004). Talousmetsien hoitotoimet, kuten avohakkuu ja maanmuokkaus voivat toistua niin säännöllisesti (Östlund ym. 1997), että tietylle paikalle ei välttämättä ehdi kehittyä kovin monimuotoista kasviyhteisöä (Swanson ym. 2011). Avohakkuu poistaa metsän yhden kasvillisuuskerroksen kokonaan noin 80-100 vuoden välein, ja muuttaa samalla muiden kasvillisuuskerrosten oloja ja mikroilmastoa (Siitonen ja Hanski 2004). Metsänhoidollisten toimien ja luonnollisten häiriöiden aloittamat sukkessiokehitykset eroavatkin toisistaan

(Kuuluvainen ym. 2004, Nilsson ja Wardle 2005). Esimerkiksi heti avohakkuun jälkeen kasviyhteisö ja sen sukkessio muistuttavat enemmän hakkaamattoman, vanhan metsän kasvillisuutta ja sukkessiokehitystä kuin metsäpalon jälkeen (mm. Ruokolainen ja Salo 2006), mutta sukkessio ei välttämättä myöhemmin johda yhtä monimuotoiseen lajistoon ja samankaltaiseen häiriöstä palautumiseen kuin metsäpalon jälkeen (Horn 1975, Uotila ja Kouki 2005). Nopeakasvuisten pioneerilajien vuoksi lajimäärä on usein runsaimmillaan varhaisissa sukkessiovaiheissa niin luonnontilaisessa metsässä kuin talousmetsässäkin (Uotila ja Kouki 2005), mutta pitkällä aikavälillä talousmetsissä sekä metsäpalojen puuttuminen että maanmuokkauksen myötä tapahtuva ravinteiden huuhtoutuminen maaperästä voivat köyhdyttää pintakasvillisuuden kasviyhteisöjä (Nilsson ja Wardle 2005).

Häiriön laatu ja voimakkuus vaikuttavat kasviyhteisön lajeihin ja lajimäärään sekä aikaan, jossa kasvillisuuden maksimaalinen peittävyys häiriön jälkeen saavutetaan (mm. Bråkenhielm ja Liu 1998, Kuuluvainen ym. 2004, Rydgren ym. 2004, Hautala ym. 2008, Vanha-Majamaa ym. 2017). Vanha-Majamaa ym. (2017) havaitsivat, että avohakkuu vaikuttaa kasviyhteisön rakenteeseen sekä putkilokasvien että sammalten ja jäkälien osalta voimakkaammin kuin puustoa paikalle enemmän jättävät hakkuut, ja hakkuun jälkeen tehty maanmuokkaus vaikutti erityisesti sammaliin ja jäkäliin. Lisäksi sammalten ja varpukasvien havaittiin palautuvan häiriöstä hitaammin kuin esimerkiksi kukkivien ruohovartisten kasvien. Hautalan ym. (2008) mukaan yli sata vuotta vanhassa kuusimetsässä maaperän humuskerroksen poistamisen ja mineraalimaakerroksen paljastumisen jälkeen kasvillisuus palautui aikaisemman kaltaiseksi huomattavasti hitaammin kuin pelkän pintakasvillisuuden poistamisen jälkeen. Maanpinnan rikkoontuessa ja humuskerroksen poistuessa maaperän siemenpankin pitkää horrostilaa sietävien lajien itäminen helpottuu, minkä vuoksi lajimäärä voi etenkin sukkession alkuvaiheessa olla suurempi kuin silloin, kun maanpinta on jäänyt ehjäksi (mm. Hautala ym. 2008, Kaye ym. 2008).

### 1.2.2 Sukkession vaiheet

Puuston kehityksen alkaessa kokonaan alusta esimerkiksi avohakkuun jälkeen, ja kehittyvän puuston ollessa tasaikäistä, sukkession eri vaiheet on mahdollista erottaa toisistaan selkeimmin (Kuuluvainen ym. 2004). Sekundaarisukkession alkuvaiheen olot voivat poiketa toisistaan huomattavasti riippuen häiriön jälkeen paikalle jääneen puuston määrästä ja pintakasvillisuuden peittävydestä (Kuuluvainen ym. 2004, Uotila ja Kouki 2005, Swanson ym. 2011). Boreaalisen metsän valtalajien, erityisesti mustikan, peittävyys vähenee useimmiten heti häiriön jälkeen. Yleisesti ottaen puuston vähäisestä latvuspeittävydestä johtuen sukkession alkuvaiheessa on tarjolla runsaasti valoa, mutta vähän varjoa, minkä vuoksi kosteusolot ja lämpö eivät pysy yhtä tasaisina kuin silloin, kun kasvillisuus on peittävämpää ja metsässä on useita kasvillisuuskerroksia (Sagar ym. 2008). Tällöin alaa valtaavat pioneerilajit, kuten monet heinät, sillä ne menestyvät valoisassa ympäristössä, mutta sietävät huonosti varjoa (Palviainen ym. 2007, Siitonen 2012).

Typpi on tärkeä kasvien kasvua rajoittava tekijä (mm. Tilman 1986 ja 1987, Vitousek ja Howarth 1991), ja saatavilla olevan typen määrä voi muuttua kasvillisuuden poistamisen seurauksena ja vaikuttaa sukkession etenemiseen etenkin ravinneköyhällä maaperällä (Bråkenhielm ja Liu 1998). Erityisesti avohakkuun jälkeen sitä voi olla hetkellisesti runsaasti, mikä näkyy typpi-indikaattorilajien, kuten metsälauhan (*Deschampsia flexuosa*) ja maitohorsman (*Epilobium angustifolium*) runsaana esiintymisenä (Nilsson ja Wardle 2005, Uotila ja Kouki 2005). Useat pioneerilajit ovat ns. r-strategisteja, jotka pystyvät itämään ja kasvamaan lisääntymiskykyisiksi nopeasti epävakaisissa oloissa (mm. Gadgil ja Solbrig 1972, Connell ja Slatyer 1977).

Sukkession edetessä kasvillisuus itse, mutta myös muut biologiset tekijät, kuten eliölajien väliset vuorovaikutukset muokkaavat elinoloja uudelleenlaisiksi ja vaikuttavat sukkession etenemiseen. Connell ja Slatyer (1977) esittivät, että pioneerilajit voivat helpottaa seuraavan sukkessiovaiheen lajien runsastumista tai

paikalle saapumista parantamalla maaperän ravinto-oloja ja tarjoamalla varjoisia kasvupaikkoja, huonontaen samalla omia selviytymisen mahdollisuuksiaan. Toisaalta kasviyhteisön lajit voivat estää tai hidastaa muiden lajien kolonisaatiota muuttamalla oloja niille epäsuotuisiksi, tai sukkessio voi edetä vallitsevia oloja paremmin sietävien lajien syrjäyttäessä ajan myötä muita lajeja. Esimerkiksi juurivesoista leviävät ja siementuottonsa suhteellisen nopeasti aloittavat lehtipuut, kuten koivu, haapa ja pajut kasvavat runsaina erityisesti rikkoontuneella maanpinnalla ja voivat tukahduttaa hitaammin kasvavia havupuiden taimia (Uotila ym. 2010). Monet kasvullisesti lisääntyvät varvut puolestaan ovat hyviä kilpailijoita, ja valtaavat enemmän alaa pohjoisessa havumetsässä sukkession edetessä (Kuuluvainen ym. 2004, Hotanen ym. 2008).

Ajan kuluessa sukkessio yleensä hidastuu ja elinympäristön olot vakiintuvat, jolloin kasviyhteisössä pärjäävät parhaiten kliimaksilajit, kuten kuusivaltaisessa havumetsässä varjoon tai puolivarjoon sopeutuneet mustikka (*Vaccinium myrtillus*) ja metsäkerrossammal (*Hylocomium splendens*) (Hotanen ym. 2008). Monet kliimaksiyhteisön lajit ovat K-strategisteja eli vahvoja kilpailijoita, jotka kykenevät paitsi säilyttämään paikkansa vakiintuneissa oloissa myös syrjäyttämään muita lajeja (mm. Gadgil ja Solbrig 1972, Kellomäki 2005). Tonteri ym. (2016) havaitsivat, että hyvät kilpailijat mustikka ja puolukka (*Vaccinium vitis-idaea*) hyötyivät hakkuista, joissa metsään jätettiin eri-ikäistä puustoa. Tämän tyyppiset hakkuut eivät antaneet sijaa tyypillisille sukkession alkuvaiheen pioneerilajeille. Avohakkuut puolestaan muuttivat kasvupaikkatekijöitä ja mikroilmastoa niin voimakkaasti, että pioneerilajit valtasivat alaa mustikan ja puolukan kustannuksella (Tonteri ym. 2016).

Kliimaksivaiheen kehittyminen voi kestää ekosysteemistä riippuen vuosikymmenistä tuhansiin vuosiin (Kuuluvainen ym. 2004). Jokainen sukkession vaihe on merkityksellinen monimuotoisuuden kannalta ja omaa sille tyypillisen lajiston. Etenkin luonnontilaisissa metsissä se muovautuu ja muodostaa häiriöitä riittävästi vastustavan ja riittävän palautumiskykyisen kasvi- ja eliöyhteisön

(Swanson ym. 2011). Häiriön jälkeen sukkessio yleensä päättyy lajistoltaan samankaltaiseen kasviyhteisöön kuin mitä paikalla oli ennen häiriötä (Connel ja Slatyer 1977, Walker ja del Moral 2009). Tähän vaikuttavat kaikkein eniten alueen sijainti, ilmasto ja maaperä. Se, miten odotettuun lopputulokseen päästään eli millainen sukkessiokehitys vaiheiltaan, lajistoltaan ja lajien runsaussuhteiltaan on, riippuu useista yhteisön sisäisistä ja ulkoisista tekijöistä. Näitä ovat muun muassa häiriön laatu ja voimakkuus, maaperän siemenpankin koostumus, ympäröivät alueet ja sieltä tuleva lajisto sekä mahdollinen metsänhoito (mm. Kuuluvainen ym. 2004, Barbier ym. 2008, Peltzer 2010, Donato ym. 2012, Prach ym. 2014, Tautenhahn ym. 2016, Vítovcová ym. 2021).

### 1.2.3 Tuore kangasmetsä

Havumetsissä puiden neulaset happamoittavat podsolimaannokseen muodostuvaa kangashumuskerrosta (pH noin 4). Maalaji on tavallisesti moreenia, johon on sekoittunut vaihteleva määrä savea, hiesua tai hietaa, mikä tekee siitä kohtalaisen ravinteikasta (Hotanen ym. 2008), mutta tästäkin huolimatta tuoreen kangasmetsän kasviyhteisöt ovat yleensä melko yksinkertaisia ja vähälajisia. Valo- ja kosteusolot ovat tuoreessa kangasmetsässä vaihtelevia sen sukkessiovaiheesta riippuen. Kliimaksivaiheen metsä voi olla elinympäristöiltään hyvin heterogeeninen suurten kuusien varjostamine viileine puronvarsipenkereineen ja tuulenkaatojen aikaan saamine aurinkoisine aukkopaikkoineen. Tuore kangas on kuivahkoa kangasta kostempi, mutta lehtomaista kangasta kuivempi kasvupaikka. Tavallisin tuoreen kankaan metsätyyppi pintakasvillisuuden yleisimpien kasvilajien mukaan on Etelä-Suomessa mustikkatyypin (MT), Pohjanmaalla ja Kainuussa puolukka-mustikkatyypin (VMT) ja metsälauha-mustikkatyypin (DeMT), Peräpohjolassa kerrossammal-mustikkatyypin (HMT) ja juolukka-mustikkatyypin (LUT) sekä Metsä-Lapissa suopursu-mustikkatyypin (LMT) (Cajander 1949).

Parin ensimmäisen vuoden aikana häiriön jälkeen tuoreen kankaan kasvupaikoilla runsaimmillaan ovat nopeakasvuiset pioneerilajit, kuten maitohorsma ja metsälauha sekä sammalista kangaskarhunsammal (*Polytrichum juniperinum*) (Nilsson ja Wardle 2005, Hotanen ym. 2008). Koivuvaltaisen (*Betula bendula* ja *B. pubescens*) lehtipuuvesakon peittävyys kasvaa nopeasti, lisäksi sukkession varhaisissa ja valoisissa vaiheissa pensaskerroksessa kasvavat runsaina kataja (*Juniperus communis*), pihlaja (*Sorbus aucuparia*), pajut (*Salix spp.*) ja vadelma (*Rubus idaeus*), viimeisin erityisesti hakkuuaukeilla (Hotanen ym. 2008). Puuston latvusto sulkeutuu noin 25 vuotta häiriön jälkeen, ja noin 25-50 vuoden ikäiset luontaisesti uudistuneet kuusikkoon päätyvät metsät ovat lehtipuuvaltaisia metsiä, joiden valtapuulajina on useimmiten koivu (Siitonen ja Hanski 2004). Lehtipuiden elinkierto on havupuita nopeampaa, ja niiden kuolleisuus lisääntyy 50-100 vuotiaissa metsissä. Sulkeutuneessa tuoreen kangasmetsän sukkessiovaiheessa puulajeista selvästi yleisimpiä ovat koivujen lisäksi kuusi (*Picea abies*) ja mänty (*Pinus sylvestris*). Etelä-Suomessa myös haapa (*Populus tremula*), harmaaleppä (*Alnus incana*) ja raita (*Salix caprea*) voivat kasvaa suhteellisen kookkaiksi (Hotanen ym. 2008). Myös tuomea (*Prunus padus*) ja tervaleppää (*Alnus glutinosa*) tavataan.

Sukkession loppu- eli kliimaksivaiheen puuston rakenne ja muu lajisto saavutetaan noin 120-150 -vuotiaassa metsässä, mutta vasta noin 300 vuotta vanhan kuusimetsän viileä mikroilmasto ja maapuiden lahoastejakauma tarjoavat sopivat olot esimerkiksi useille harvinaisille sammalille, joita ei esiinny aikaisemmissa sukkessiovaiheissa (Siitonen ja Hanski 2004). Toisaalta yksittäiset kaatuneet lahoppuut ja valoa pohjakerrokseen päästävät latvusaukot luovat kasvupaikkoja monenlaisille lajeille. Pohjakerroksen melko yhtenäinen sammalpeite muodostuu tuoreilla kankailla pääosin metsäkerrossammalesta ja seinäsammalesta (*Pleurozium schreberi*), jonka keskipeittävyys metsä- ja kitumailla on 20 % (Siitonen 2012). Ne ovat valtalajeja paitsi kliimaksiyhteisössä, myös varhaisemmissa sukkessiovaiheissa pioneerilajivaihetta lukuun ottamatta (Hotanen ym. 2008). Kliimaksivaiheen pohjakerroksessa kasvaa myös sulkasammalta (*Ptilium crista-*



*castrensis*), metsäliekosammalta (*Rythidiadelphus triquetrus*) ja suikerosammalia (*Brachythecium*), kuitenkin sitä harvemmin mitä pohjoisemmaksi edetään. Isokynsisammalen (*Dicranum majus*) ja kangaskynsisammalen (*D. polysetum*) kasvustot voivat olla melko runsaita, jälkimmäisellä etenkin valoisammissa männiköissä. Kosteilla kasvupaikoilla viihtyvät rahkasammalet, kuten korpirahkasammal (*S. girgensohnii*). Jäkäliä tavataan lähinnä vain valoisilla ja kuivilla mäntyvaltaisen tuoreen kankaan laikuilla, yleisemmin pohjoisessa Suomessa, tosin viime vuosina *Cladina*-suvun jäkälien on havaittu taantuneen (Tonteri ym. 2016). Pilkkunahkajäkälää (*Peltigera aphthosa*) puolestaan tavataan tuoreilla kankailla koko Suomessa (Hotanen ym. 2008).

Kenttäkerroksen kliimaksivaiheen kasvillisuutta luonnehtivat erilaiset varvut, kuten mustikka, puolukka ja vanamo (*Linnea borealis*) (Hotanen ym. 2008). Näistä mustikka menestyy parhaiten puolivarjoisissa oloissa, puolukka taas puolivalossa (Tonteri ym. 2016). Mustikan keskipeittävyys metsämaalla Suomessa on nykyisin noin 10 %, sen oltua vielä 1950-luvulla 18 % (Siitonen 2012). Suomen yleisimpiin kasveihin kuuluvat varvut variksenmarja ja juolukka eivät tuoreilla kankailla kasva yhtä runsaina kuin turvemilla. Ruohovartisten kasvien keskipeittävyys jää alle 10 %:n, yleisimpiä lajeja ovat muun muassa vaihtelevissa valo-oloissa pärjäävä metsätähti (*Trientalis europaea*), varjoa hyvin sietävä oravanmarja (*Maianthemum bifolium*) sekä metsäalvejuuri (*Dryopteris carthusiana*) ja kevätpiippo (*Luzula pilosa*) (mm. Hotanen ym. 2008, Tonteri ym. 2016).

Muu eliölajisto muotoutuu paikalle puuston ja pintakasvillisuuden ominaisuuksista riippuen (Siitonen ja Hanski 2004). Paikallisesti vanhassa kuusimetsässä voi elää muutama tuhat lajia, joista jokainen voi olla vuorovaikutuksessa jopa sadan muun lajin kanssa, jolloin erilaisia vuorovaikutussuhteita syntyy suuri määrä. Näillä suhteilla on merkittävä vaikutus eri lajien kannanvaihteluihin, esimerkiksi lajien välisen kilpailun tai ravinnon saatavuuden kautta. Pajut, koivu, haapa sekä mustikka ja juolukka ovat tärkeitä ravintokasveja esimerkiksi useille suurperhos- ja sahapistiäislajeille (Siitonen ja

Hanski 2004, Siitonen 2012), ja ne ovat tyypillisiä tuoreen kangasmetsän lajeja ainakin jossain sukkession vaiheessa. Kasvillisuuden pitkäaikaismuutosten ekologiset vaikutukset lajistoon ja eliöyhteisöön voivat näin ollen olla merkittäviä.

### 1.3 Tutkimuskysymykset

Tämän tutkimuksen tavoitteena oli selvittää, millainen vaikutus avohakkuun jälkeisellä kantojen korjuulla on kenttäkerroksen kasvillisuuteen kuusivaltaisessa tuoreessa kangasmetsässä. Kenttäkerroksen kasvillisuuden peittävyys, lajimäärä ja kasviyhteisön rakenne tutkittiin yhdeksän vuotta avohakkuun ja kantojen korjuun jälkeen. Tässä vaiheessa häiriön ja muuttuneiden olosuhteiden vaikutukset näkyvät kasviyhteisössä jo laajemmin kuin pelkästään pioneerilajien lisääntymisenä. Kantojen korjuun vaikutuksia kasvillisuuteen erityisesti sukkession näkökulmasta on tutkittu melko vähän (mm. Kaye ym. 2008, Hyvönen ym. 2016, Rudolphi ym. 2016, Andersson ym. 2017), mutta esimerkiksi avohakkuun ja maanmuokkauksen jälkeisestä pintakasvillisuuden sukkessiokehityksestä tutkimusta on tehty enemmän (esim. Bråkenhielm ja Liu 1998, Jalonen ym. 2001, Uotila ja Kouki 2005, Palviainen 2005, Palviainen ym. 2007, Widenfalk ym. 2009, Tonteri ym. 2016, Vanha-Majamaa ym. 2017). Useimmat tutkimukset ovat ajoittuneet niin, että kantojen korjuusta on kulunut vähemmän tai huomattavasti enemmän aikaa kuin tässä tutkimuksessa. Sukkession dynaamisen luonteen ja kasvupaikkatekijöiden muuttumisen vuoksi kasvillisuuden ja kasviyhteisön kehittymisestä on syytä tehdä sekä lyhyen että pidemmän aikavälin tutkimusta. Tutkimuksen tuloksia voidaan hyödyntää kantojen korjuun suunnittelussa ja metsäluonnon monimuotoisuuden suojelemisessa.

Tutkimuskysymykset ja hypoteesit olivat:

1. Eroaako kantojen korjuualojen kenttäkerroksen kasvillisuus laikkumätästysalojen kasvillisuudesta yhdeksän vuotta käsittelyjen jälkeen? Hypoteesina oli, että kantojen korjuualoilla lajimäärä ja kokonaispeittävyys

ovat suurempia, ja mustikan peittävyys pienempi, kuin laikkumätästetyillä aloilla (Kataja-aho 2011, Andersson ym. 2017).

2. Eroaako mineraalimaapintojen (rikkoontunut maanpinta) kenttäkerroksen kasvillisuus ehjän maanpinnan kasvillisuudesta. Hypoteesina oli, että kenttäkerroksen kasvillisuus on peittävämpää ehjällä maanpinnalla (Rydgren ym. 2004, Palviainen ym. 2007, Hautala ym. 2008).
3. Onko ehjän maanpinnan kenttäkerroksen kasvillisuudessa eroja eri käsittelyjen (laikkumätästys, kantojen korjuu) ja hakkaamattoman päätehakkuikäisen talousmetsän välillä, kun käsittelyistä on kulunut yhdeksän vuotta? Hypoteesina oli, että mustikan peittävyys on suurempi päätehakkuikäisessä metsässä kuin avohakatuilla kantojen korjuualoilla tai laikkumätästysaloilla (Kataja-aho 2011, Tonteri ym. 2016, Andersson ym. 2017).

## **2 AINEISTO JA MENETELMÄT**

### **2.1 Tutkimusalue ja koeasetelma**

Tutkimusalue sijoittuu muutaman neliökilometrin alueelle eteläiseen Keski-Suomeen, Jämsän ja Oriveden kuntiin (61°48 N, 24°47 E). Alueen metsät ovat tuoretta kuusivaltaista kangasmetsää, joko mustikka- (Mt) tai käenkaali-mustikkatyyppiä (OMt) (Cajander 1949). Ajanjaksolla 1981–2010 keskimääräinen vuotuinen sademäärä alueella oli 643 mm ja keskilämpötila 3,8 °C (Pirinen ym. 2012). Tutkimusalueen metsät olivat UPM-Kymmene Oyj:n omistuksessa.

Tutkimuksessa oli mukana 10 noin hehtaarin kokoista avohakattua uudistusala. Hakuut tehtiin vuonna 2005. Hakkuiden jälkeen viideltä alalta nostettiin kannot kaivinkonetta ja soveltuvaa kauhaa käyttäen, lisäksi kerättiin pois noin 70 %

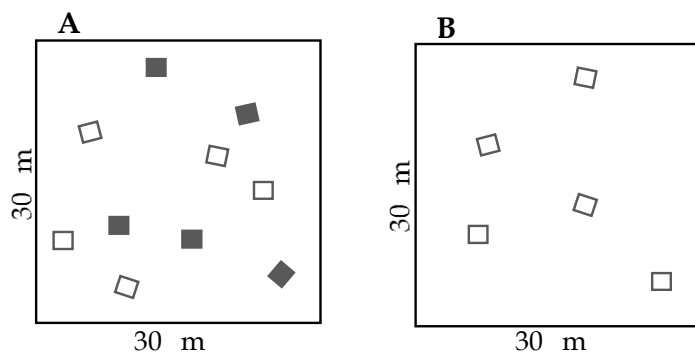
hakkuutähteistä. Lopuksi kaikki alat laikkumätästettiin (ks. esim. Luoranen ym. 2007) uusien kuusentaimien istuttamista varten. Kantojen korjuu tehtiin vuonna 2005 voimassa olleiden suositusten mukaisesti niin, että vähintään 30 % kannoista jätettiin nostamatta. Avohakattujen alojen lisäksi tutkimuksessa oli mukana viisi hakkaamatonta, päätehakkuuikässä olevaa metsikköä.

Varsinaisina tutkimusaloina toimivat Kataja-ahon (2011) jokaiselta uudistusosalta ja metsikö aikaisemmin rajaamat ja tutkimat 30 m x 30 m näytealat, joista jatkossa käytetään seuraavia nimityksiä:

- Kantojen korjuuala = avohakattu, kannoista nostettu 70 %, hakkuutähteistä kerätty 70 %, laikkumätästetty (5 tutkimusalaa).
- Laikkumätästysala = avohakattu, hakkuutähteistä kerätty 70 %, laikkumätästetty (5 tutkimusalaa).
- Metsä = hakkaamaton, päätehakkuuikäinen metsikkö (5 tutkimusalaa).

## 2.2 Aineiston kerääminen

Tutkimusalojen satunnaisesti valituilta kasvillisuusruuduilta (á 0,25 m<sup>2</sup>) määritettiin kenttäkerroksen kasvillisuus lajitasolle ja arvioitiin kunkin lajin peittävyudet (%). Uudistusalojen (kantojen korjuualat + laikkumätästysalat) jokaiselta tutkimusalalta tutkittiin 10 kasvillisuusruutua, ja jokaisesta päätehakkuuikäisestä metsiköstä viisi ruutua (Kuva 1). Uudistusalojen ruuduista puolet (5 kpl) valittiin mineraalipinnoilta eli rikkoontuneelta maanpinnalta, ja puolet (5 kpl) ehjältä maanpinnalta (Kuva 1). Tutkimuksessa oli mukana ruutuja kantojen korjuualoilta kaikkiaan 50 kpl, laikkumätästysaloilta 50 kpl ja päätehakkuuikäisistä metsiköistä 25 kpl.



Kasvillisuusruudut á 0,25 m<sup>2</sup>

□ ehjä pinta    ■ mineraalipinta

Kuva 1. Kasvillisuusruutujen sijoittuminen maanpinnan laadun mukaan uudistusaloilla (kuva A) ja metsässä (kuva B). Kuva havainnollistaa kasvillisuusruutujen satunnaista sijoittumista, eikä näytä niiden tarkkaa sijaintia tutkimusaloilla.

Kasvillisuusruutujen rajaamiseen käytettiin 50 cm x 50 cm kokoista kehikkoa. Näytteenotto satunnaistettiin heittämällä kehikkoa tutkimusalan keskeltä reunoja kohti eri suuntiin niin, että tutkimusala käytiin läpi kattavasti. Mikäli kehikon rajaamaksi jäi sekä ehjää että rikkoontunutta maanpintaa, sitä siirrettiin niin, että rajattu pinta oli kokonaisuudessaan jompaa kumpaa. Rikkoontuneen pinnan erotti ehjästä pinnasta vielä yhdeksän vuotta käsittelyjen jälkeen maanpinnan muotojen ja kasvillisuuden avulla. Näytteenotossa pyrittiin välttämään poikkeavia kohtia maastossa, kuten hyvin kivisiä tai kosteita pintoja.

Koko aineisto kerättiin yhtenä päivänä, 17.7.2014. Aineiston kerääminen pyrittiin ajoittamaan ajankohtaan, jolloin mahdollisimman moni kenttäkerroksen kasvilaji oli kukassa ja helpommin määritettävissä lajilleen. Alkukesä 2014 oli lämmin, minkä vuoksi osa kasveista oli ehtinyt jo kukkia hieman tavanomaista aikaisemmin. Lajimäärityksissä päästiin yhtä *Salix*-suvun ja yhtä *Alchemilla*-suvun lajia lukuun ottamatta lajitasolle.

### 2.3 Aineiston käsittely

Jokaista tutkimusalaa (metsikköä) käsiteltiin toisistaan riippumattomina yksikköinä (n = 5). Lajimäärälle, kokonaispeittävyydelle, yksittäisten lajien peittävyyksille (61 lajia, 2 sukutason tunnistusta, Liite 1) ja eri sukkessiovaiheissa ja valo-oloissa tyypillisesti viihtyvien lajiryhmien (Taulukko 1) peittävyyksille laskettiin tutkimusalakohtaiset keskiarvot sekä ehjälle että käsittelyssä mineraalimaaksi paljastuneelle maanpinnalle. Sukkessiovaiheen ja valo-olojen mukainen ryhmittely seurasi pääosin Tonterin ym. (2016) tekemää Ellenbergin valoindikaattoriarvoihin perustuvaa jaottelua, hieman muunnellen (Ellenberg ym. 1991, Tonteri ym. 2016) (Taulukko 1). Lisäksi ryhmiin yhdistettiin muita yleisiä kirjallisuudessa ja tutkimuksissa (mm. Bråkenhielm ja Liu 1998, Nilsson ja Wardle 2005, Ruokolainen ja Salo 2006, Hotanen ym. 2008) tuoreen kangasmetsän pioneeri- tai kliimaksilajeiksi todettuja tai luokiteltuja lajeja.

Taulukko 1. Eri sukkessiovaiheissa ja valo-oloissa viihtyvien kenttäkerroksen lajien ryhmittely. Vasemmalla Tonterin ym. (2016) tutkimuksessaan käyttämä luokittelu kenttäkerroksen kasveille, oikealla tässä tutkimuksessa käytetty ryhmittely. Tonterin ym. (2016) luokittelussa pohjana on käytetty Ellenbergin valoindikaattoriarvoja (Ellenberg ym. 1991).

Tonteri ym. (2016)	Lajit	Oma ryhmittely	Lajit
Light	<i>Deschampsia flexuosa</i> <i>Calluna vulgaris</i> <i>Empetrum nigrum</i>	Valo/pioneeri	<i>Deschampsia flexuosa</i> <i>Epilobium angustifolium</i> <i>Rubus idaeus</i> <i>Calluna vulgaris</i>
Semi-light	<i>Vaccinium vitis-idaea</i> <i>Trientalis europaea</i>	Puolivalo	<i>Vaccinium vitis-idaea</i> <i>Trientalis europaea</i>
Semi-shade	<i>Vaccinium myrtillus</i>	Puolivarjo/kliimaksi	<i>Vaccinium myrtillus</i> <i>Maianthemum bifolium</i> <i>Oxalis acetosella</i> <i>Linnaea borealis</i>
Shade	<i>Oxalis acetosella</i>		

Valo/pioneeri-ryhmän lajeista kanerva (*C. vulgaris*) ja metsälauha (*D. flexuosa*) viihtyvät runsaassa valossa, ja metsälauha ja maitohorsma (*E. angustifolium*) ovat ns. typpifiilejä, jotka hyötyvät paitsi avohakkuun jälkeisestä valon lisääntymisestä, myös ravinneoloista. Edellisten lisäksi ryhmässä mukana oleva vadelma (*R. idaeus*) on perinteinen pioneerilaji, joka runsastuu tyypillisesti hakkuuaukeilla. Puolivalo -ryhmässä Ellenbergin valoindikaattoriarvo on sama sekä puolukalla (*V. vitis-idaea*) että metsätähdellä (*T. europaea*), mutta vasteet hakkuiden myötä muuttuneeseen valon määrään poikkesivat Tonterin ym. (2016) tutkimuksessa toisistaan: puolukka väheni hieman avohakkuun jälkeen, ja runsastui harvennustyyppisten hakkuiden jälkeen, metsätähti puolestaan runsastui molempien hakkuiden jälkeen, avohakkuun jälkeen jopa voimakkaasti. Tämä viittaisi siihen, että metsätähti hyötyy lisääntyneestä valosta (ja lämmöstä) enemmän kuin puolukka, mutta muutokset peittävydessä voivat johtua osittain myös muista tekijöistä.

Puolivalo/kliimaksi -ryhmässä käenkaalin (*O. acetosella*) valoindikaattoriarvo on pienin mahdollinen, ja se viihtyy parhaiten varjoisilla kasvupaikoilla, mustikka (*V. myrtillus*) puolestaan suuremman valoindikaattoriarvonsa mukaan puolivarjoisissa oloissa. Lajit on kuitenkin sijoitettu samaan ryhmään perustuen Tonterin ym. (2016) tutkimustuloksiin, joiden mukaan sekä mustikan että käenkaalin vasteet olivat samankaltaisia valo-olojen muutokseen (peittävyys aleni 34 - 71 % avohakkuun jälkeen, ja palautuminen siitä oli hidasta, eri-ikäistä puustoa jättävien hakkuiden jälkeen peittävyys kasvoi suunnilleen saman verran). Lisäksi ryhmään lisätyt oravanmarja (*M. bifolium*) ja vanamo (*L. borealis*) ovat tyypillisiä tuoreen kangasmetsän kliimaksilajeja.

## 2.4 Tilastolliset menetelmät

Analysoinnissa käytettiin kaksisuuntaista varianssianalyysia (ANOVA) testattaessa eri käsittelyjen (laikkumätästys, kantojen korjuu) ja pintojen (ehjä pinta, mineraalimaa) vaikutusta kenttäkerroksen kasvillisuuden kokonaispeittävyteen, runsaimpiin kasvilajeihin ja eri sukkessiovaiheissa ja valo-oloissa tyypillisesti

viihtyviin kasviryhmiin sekä etsittäessä käsittelyn ja maanpinnan laadun yhdysvaikutuksia. Yksisuuntaista varianssianalyysia käytettiin verrattaessa kantojen korjuualojen ehjää maanpintaa, laikkumätästysalojen ehjää maanpintaa sekä hakkaamatonta, päätehakkuuikäistä metsää toisiinsa. Parittaisissa vertailuissa käytettiin Tukeyn testiä. Lajimäärä ja viisi yksittäistä lajia testattiin käyttämällä ANOVAn tilalla Kruskal-Wallisin ei-parametrinen testiä, koska eri käsittely-yhdistelmien varianssit eivät olleet yhtäsuuret. Ennen analyysiä lajimäärästä tehtiin neliöjuurimuunnokset, jotta parametrinen testien oletukset täyttyivät. Tilastolliset analyysit tehtiin IBM SPSS Statistics 24 -ohjelmalla.

Kasviyhteisöjen samankaltaisuutta eri tutkimusaloilla ja eri pinnoilla tutkittiin moniulotteisella ordinaatioanalyysillä (Non-metric Multidimensional Scaling, NMDS), ja analyysiin käytettiin PC-Ord -tilasto-ohjelmaa. Ordinaatioanalyysi pyrkii pelkistämään moniulotteisen aineiston kaksiulotteiseksi kuvaajaksi koordinaatistolla (McCune ja Grace 2002). Mitä samankaltaisemmat kasviyhteisöt lajistoltaan ovat, sitä lähempänä toisiaan näytepisteet sijaitsevat koordinaatistossa. NMDS sijoittaa tutkimusalat koordinaatistoon laskemalla kunkin näytepisteen etäisyydet toisiinsa kasvilajien peittävyysprosenttien perusteella, ja toistamalla ordinaatiota riittävän monta kertaa (iteraatio), kunnes yhteensopivuus alkuperäisen etäisyysmatriisin kanssa oli riittävän suuri. Tutkimusalojen kasvillisuuden väliset todelliset etäisyydet saatiin käyttämällä Bray-Curtisin etäisyysmatriisia, joka sopii hyvin heterogeenisiin ekologisiin aineistoihin, koska se painottaa vain vähän poikkeavia havaintoja. Se, miten hyvin tutkimusalat saatiin sovitettua matriisiin, testattiin selvittämällä stressiarvo, joka on 0 silloin, kun yhteensopivuus on täydellinen. Hyvä yhteensopivuus on saavutettu silloin, kun arvo asettuu välille 5 - 10, mutta ekologiselle aineistolle hyväksyttävä stressiarvo voi sijoittua jopa välille 10 - 20. Tätä suurempi arvo kertoo suuresta väärintulkinnan mahdollisuudesta (McCune ja Grace 2002). Käsittelyiden ja maanpinnan vaikutuksia kasviyhteisöjen rakenteeseen testattiin lisäksi Multi-Response Permutation Procedures (MRPP) -testillä (PC-Ord), jonka etuna on, ettei se vaadi



aineistolta normaalisuutta eikä varianssien yhtäsuuruutta. MRPP testaa ryhmien sisäisiä havaintoja ryhmien välisiin ja selvittää ja analysoi, johtuvatko erot sattumasta. Testin pieni p-arvo kuvaa ryhmien erilaisuutta. A:n arvo kuvaa ryhmien sisäistä samankaltaisuutta verraten sitä satunnaisuuteen. Jos  $A = 1$ , kaikki ryhmän jäsenet ovat samanlaisia. Jos  $A = 0$ , ryhmien sisäinen heterogeenisuus on yhtä suurta kuin sattumalta. Jos  $A < 0$ , ryhmien sisäinen heterogeenisuus on suurempaa kuin sattumalta voisi odottaa (McCune ja Grace 2002).

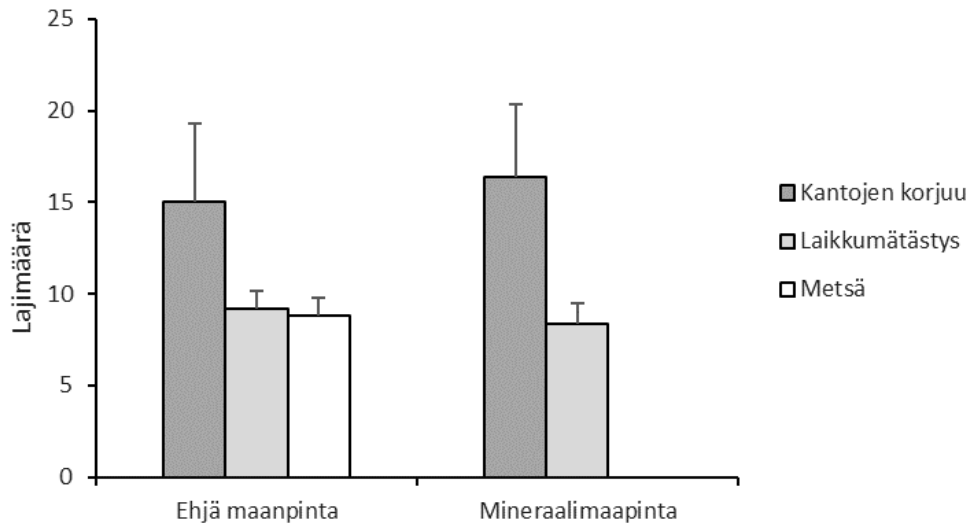
### 3 TULOKSET

#### 3.1 Lajimäärä ja kokonaispeittävyys

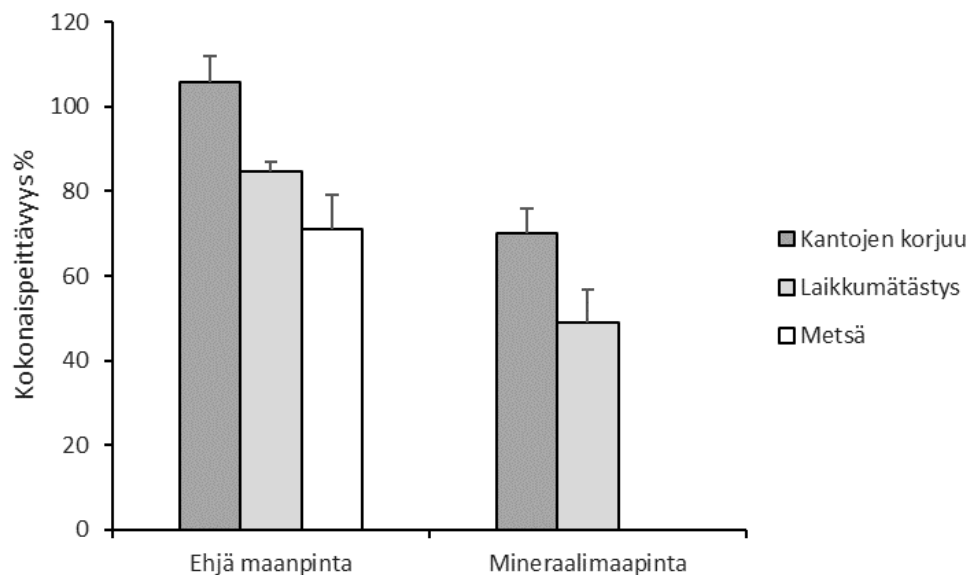
Kenttäkerroksen kasvien lajimäärä oli suurempi kantojen korjuualoilla kuin laikkumätätystaloilla, ja suurempi kantojen korjuualojen mineraalimaapinnoilla kuin laikkumätätystalojen mineraalimaapinnoilla (Taulukko 2, Kuva 2). Keskimääräinen lajimäärä oli alhaisin laikkumätätystalojen mineraalimaapinnalla (8,4 lajia), ja korkein puolestaan kantojen korjuualojen mineraalimaapinnalla (16,4 lajia) (Kuva 2). Lajimäärässä ei havaittu eroa kantojen korjuualan ehjän maanpinnan, laikkumätätystalan ehjän maanpinnan ja päätehakkuikäisen metsän välillä (Taulukko 3). Kantojen korjuualojen ehjällä maanpinnalla lajeja tavattiin yli puolet enemmän (15,0 lajia) kuin laikkumätätystalojen ehjällä pinnalla (9,2 lajia) tai metsässä (8,8 lajia) (Kuva 2). Tutkimusalakohtaiset lajimäärät ovat nähtävillä liitteessä 1.

Kenttäkerroksen kasvillisuuden kokonaispeittävyys oli suurempi kantojen korjuualoilla kuin laikkumätätystaloilla, ja suurempi ehjällä maanpinnalla kuin mineraalipinnalla (Taulukko 2, Kuva 3). Kokonaispeittävyys oli suurempi kantojen korjuualojen ehjällä maanpinnalla kuin päätehakkuikäisessä metsässä (Taulukko 3, Kuva 3). Laikkumätätystalojen ehjän maanpinnan ja metsän välillä, tai

laikkumätästysalojen ja kantojen korjuualojen ehjän maanpinnan välillä vastaavaa eroa ei ollut. Tutkimusaloilta keskiarvot ovat nähtävillä liitteessä 1.



Kuva 2. Kenttäkerroksen kasvillisuuden keskimääräinen lajimäärä ( $\bar{x} \pm S.E.$ ) tuoreen kangasmetsän uudistusalojen (kantojen korjuu, laikkumätästys) ehjällä maanpinnalla ja mineraalimaapinnalla 9 vuotta käsittelyjen jälkeen sekä päatehakkuuikäisessä tuoreessa kangasmetsässä (metsä),  $n = 5$ .



Kuva 3. Kenttäkerroksen kasvillisuuden kokonaispeittävyys (%  $\bar{x} \pm S.E.$ ) tuoreen kangasmetsän uudistusalojen (kantojen korjuu, laikkumätästys) ehjällä maanpinnalla ja mineraalimaapinnalla 9 vuotta käsittelyjen jälkeen sekä päatehakkuuikäisessä tuoreessa kangasmetsässä (metsä),  $n = 5$ .

Taulukko 2. Kenttäkerroksen kasvillisuuden kokonaispeittävyden, eri valo-oloissa ja sukkessiovaiheissa tyypillisesti viihtyvien lajiryhmien peittävyksien, yleisimpien kasvilajien peittävyksien ja lajimäärän testisuureet (F tai  $\chi^2$ ), vapausasteet (df) ja tilastolliset todennäköisyydet (*p*) tuoreen kangasmetsän uudistusalojen (kantojen korjuu, laikkumätätystys) ehjällä maanpinnalla ja mineraalimaapinnalla, n = 5. Merkitsevät testitulokset on lihavoitu. Valo/pioneeri: metsälauha, kanerva, maitohorsma, vadelma. Puolivalo: puolukka, metsätähti. Puolivarjo/kliimaksi: mustikka, oravanmarja, käenkaali, vanamo. Metsämitikka ei tavattu tässä aineistossa laikkumätätystysalojen ehjällä maanpinnalla.

2-ANOVA	kantojen korjuu - laikkumätätystys			ehjä maanpinta - mineraalimaapinta			käsittelyn ja pinnan yhdysvaikutus		
	F	df	<i>p</i>	F	df	<i>p</i>	F	df	<i>p</i>
Kokonaispeittävyys	<b>10,52</b>	<b>1, 16</b>	<b>0,005</b>	<b>29,91</b>	<b>1, 16</b>	<b>&lt;0,001</b>	0,000	1, 16	0,984
Valo/pioneeri	0,166	1, 16	0,689	<b>8,289</b>	<b>1, 16</b>	<b>0,011</b>	0,121	1, 16	0,733
Puolivalo	0,537	1, 16	0,474	0,729	1, 16	0,406	0,032	1, 16	0,860
Puolivarjo/kliimaksi	0,189	1, 16	0,669	<b>6,600</b>	<b>1, 16</b>	<b>0,021</b>	0,574	1, 16	0,460
Metsälauha ( <i>D. flexuosa</i> )	0,290	1, 16	0,598	<b>15,90</b>	<b>1, 16</b>	<b>0,001</b>	0,391	1, 16	0,541
Maitohorsma ( <i>E. angustifolium</i> )	3,188	1, 16	0,093	<b>6,976</b>	<b>1, 16</b>	<b>0,018</b>	2,693	1, 16	0,120
Vadelma ( <i>R. idaeus</i> )	4,320	1, 16	0,054	2,831	1, 16	0,112	1,204	1, 16	0,289
Kanerva ( <i>C. vulgaris</i> )	1,559	1, 16	0,230	<b>14,16</b>	<b>1, 16</b>	<b>0,002</b>	0,052	1, 16	0,822
Puolukka ( <i>V. vitis-idaea</i> )	0,912	1, 16	0,354	0,059	1, 16	0,811	0,007	1, 16	0,933
Mustikka ( <i>V. myrtillus</i> )	0,009	1, 16	0,924	0,000	1, 16	0,987	0,951	1, 16	0,344
Kruskall-Wallis	kantojen korjuu - laikkumätätystys			ehjä maanpinta - mineraalimaapinta			ehjä maanpinta - mineraalimaapinta (kantojen korjuualat)		
	$\chi^2$	df	<i>p</i>	$\chi^2$	df	<i>p</i>	$\chi^2$	df	<i>p</i>
Lajimäärä	<b>6,166</b>	<b>1</b>	<b>0,013</b>	0,146	1	0,702	0,738	1	0,390
Oravanmarja ( <i>M. bifolium</i> )	1,173	1	0,279	2,639	1	0,104	<b>4,417</b>	<b>1</b>	<b>0,036</b>
Kevätpiippo ( <i>L. pilosa</i> )	2,386	1	0,122	1,169	1	0,280	0,395	1	0,530
Metsämitikka ( <i>M. sylvaticum</i> )	2,527	1	0,112	0,484	1	0,487	0,222	1	0,638
Metsätähti ( <i>T. europaea</i> )	0,552	1	0,458	2,207	1	0,137	2,291	1	0,130
Kruskall-Wallis	ehjä maanpinta - mineraalimaapinta (laikkumätätystysalat)			kantojen korjuu - laikkumätätystys (mineraalimaapinta)			kantojen korjuu - laikkumätätystys (ehjä maanpinta)		
	$\chi^2$	df	<i>p</i>	$\chi^2$	df	<i>p</i>	$\chi^2$	df	<i>p</i>
Lajimäärä	0,178	1	0,673	<b>5,951</b>	<b>1</b>	<b>0,015</b>	1,098	1	0,295
Oravanmarja ( <i>M. bifolium</i> )	0,012	1	0,911	0,000	1	1,000	0,906	1	0,341
Kevätpiippo ( <i>L. pilosa</i> )	1,006	1	0,316	0,548	1	0,459	2,276	1	0,131
Metsämitikka ( <i>M. sylvaticum</i> )				2,222	1	0,136			
Metsätähti ( <i>T. europaea</i> )	0,012	1	0,914	0,313	1	0,576	1,901	1	0,168

Taulukko 3. Kenttäkerroksen kasvillisuuden kokonaispeittävyys, eri valo-oloissa ja sukkessiovaiheissa tyypillisesti viihtyvien lajiryhmien peittävyysien, yleisimpien kasvilajien peittävyysien ja lajimäärän testisuureet ( $F$  tai  $X^2$ ), vapausasteet ( $df$ ) ja tilastolliset todennäköisyydet ( $p$ ) sekä ANOVAN jälkeen tehdyt parittaiset vertailut (Tukeyn testit) tuoreen kangasmetsän uudistussalojen (kantojen korjuu, laikkumätätyst) ehjällä maanpinnalla sekä päätehakkuikäisessä metsässä (metsä),  $n = 5$ . Merkitsevät testitulokset on lihavoitu. Valo/pioneeri: metsälauha, kanerva, maitohorsma, vadelma. Puolivalo: puolukka, metsätähti. Puolivarjo/kliimaksi: mustikka, oravanmarja, käenkaali, vanamo. Metsämaitikkaa ei tavattu tässä aineistossa laikkumätätystalojen ehjällä maanpinnalla.

1-ANOVA, Tukeyn testit	kantojen korjuu - laikkumätätyst - metsä			kantojen korjuu - laikkumätätyst		kantojen korjuu - metsä		laikkumätätyst - metsä	
	F	df	<i>p</i>	Mean difference (I-J)	<i>p</i>	Mean difference (I-J)	<i>p</i>	Mean difference (I-J)	<i>p</i>
Kokonaispeittävyys	<b>6,718</b>	<b>2, 12</b>	<b>0,011</b>	+/- 0,2135	0,108	<b>+/- 0,3499</b>	<b>0,009</b>	+/- 0,1364	0,363
Valo/pioneeri	7,770	2, 12	<b>0,007</b>	+/- 0,0061	0,999	<b>+/- 0,5403</b>	<b>0,013</b>	<b>+/- 0,5342</b>	<b>0,014</b>
Puolivalo	1,004	2, 12	0,395						
Puolivarjo/kliimaksi	13,71	2, 12	<b>0,001</b>	+/- 0,0528	0,856	<b>+/- 0,4193</b>	<b>0,003</b>	<b>+/- 0,4721</b>	<b>&lt;0,001</b>
Metsälauha ( <i>D. flexuosa</i> )	5,717	2, 12	<b>0,018</b>	+/- 0,0073	0,999	<b>+/- 0,4275</b>	<b>0,033</b>	<b>+/- 0,4348</b>	<b>0,030</b>
Puolukka ( <i>V. vitis-idaea</i> )	1,001	2, 12	0,369						
Mustikka ( <i>V. myrtillus</i> )	47,93	2, 12	<b>&lt;0,001</b>	+/- 0,0289	0,850	<b>+/- 0,4329</b>	<b>&lt;0,001</b>	<b>+/- 0,4619</b>	<b>&lt;0,001</b>

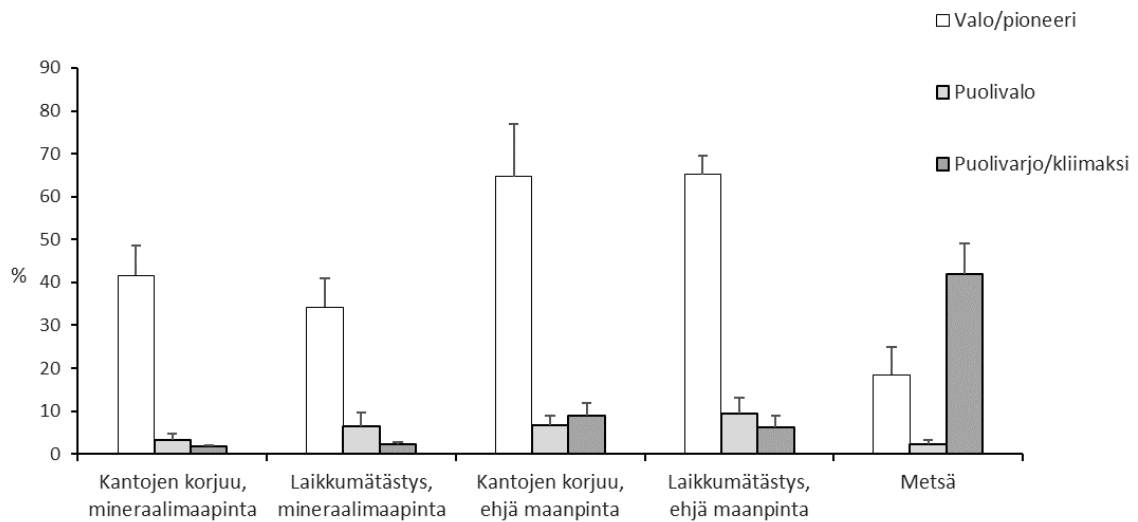
Kruskall-Wallis	kantojen korjuu - laikkumätätyst			kantojen korjuu - metsä			laikkumätätyst - metsä		
	$\chi^2$	df	<i>p</i>	$\chi^2$	df	<i>p</i>	$\chi^2$	df	<i>p</i>
Lajimäärä	1,098	1	0,295	1,620	1	0,203	0,100	1	0,752
Oravanmarja ( <i>M. bifolium</i> )	0,906	1	0,341	0,395	1	0,530	1,125	1	0,289
Kevätpiippo ( <i>L. pilosa</i> )	2,276	1	0,131	2,276	1	0,131	0,000	1	1,000
Metsämaitikka ( <i>M. sylvaticum</i> )				0,105	1	0,746			
Metsätähti ( <i>T. europaea</i> )	1,901	1	0,168	0,911	1	0,340	0,012	1	0,914

### 3.2 Peittävyys lajiryhmittäin ja lajeittain

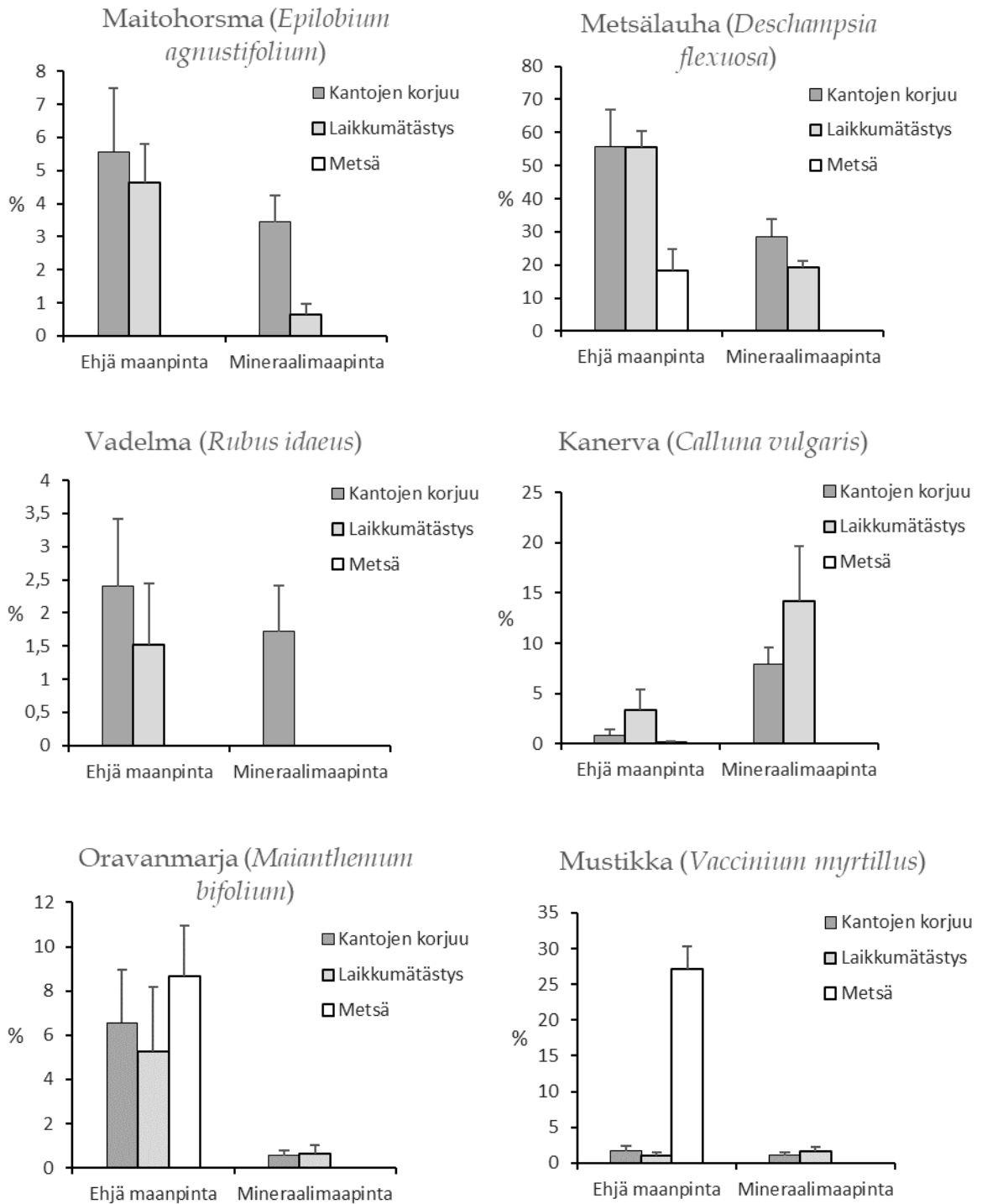
Minkään lajiryhmän tai yksittäisen lajin peittävyysessä ei havaittu eroa verrattaessa toisiinsa kantojen korjuu-aloja ja laikkumätätystaloja kokonaisuutena (Taulukko 2). Eri pintojen vertailussa valo/pioneeri -lajiryhmän ja puolivarjo/kliimaksi -lajiryhmän peittävyys olivat suurempia ehjällä maanpinnalla kuin mineraalimaapinnalla. Puolivalo-lajiryhmän peittävyysessä ei havaittu eroa eri käsittelyiden tai pintojen välillä (Taulukko 2, Kuva 4). Metsälauha ja maitohorsma

olivat peittävämpiä ehjällä maanpinnalla kuin mineraalipinnalla, kanervan peittävyys puolestaan oli suurempi mineraalipinnalla kuin ehjällä maanpinnalla (Taulukko 2, Kuva 5). Oravanmarjan peittävyys kantojen korjuualoilla oli suurempi ehjällä maanpinnalla kuin mineraalipinnalla (Taulukko 2, Kuva 5).

Ehjen pintojen vertailussa valo/pioneeri -lajiryhmä oli peittävämpi sekä kantojen korjuualojen että laikkumätätystalojen ehjällä maanpinnalla kuin metsässä. Puolivarjo/kliimaksi -lajiryhmä oli puolestaan peittävämpi metsässä kuin kantojen korjuualoilla tai laikkumätätystaloilla (Taulukko 3, Kuva 4). Metsälauhan peittävyys oli suurempi sekä kantojen korjuualojen että laikkumätätystalojen ehjällä maanpinnalla kuin metsässä. Mustikan peittävyys oli puolestaan suurempi metsässä kuin kantojen korjuualojen tai laikkumätätystalojen ehjällä maanpinnalla (Taulukko 3, Kuva 5).



Kuva 4. Eri valo-oloissa ja sukkessiovaiheissa tyypillisesti viihtyvien lajiryhmien keskimääräiset peittävyudet (%),  $\bar{x} \pm S.E.$ ) tuoreen kangasmetsän uudistusalojen (kantojen korjuu, laikkumätätystys) ehjällä maanpinnalla ja mineraalimaapinnalla 9 vuotta käsittelyjen jälkeen sekä pätehakkuikäisessä tuoreessa kangasmetsässä (metsä),  $n = 5$ . Valo/pioneeri: metsälauha, kanerva, maitohorsma, vadelma. Puolivalo: puolukka, metsätähti. Puolivarjo/kliimaksi: mustikka, oravanmarja, käenkaali, vanamo.



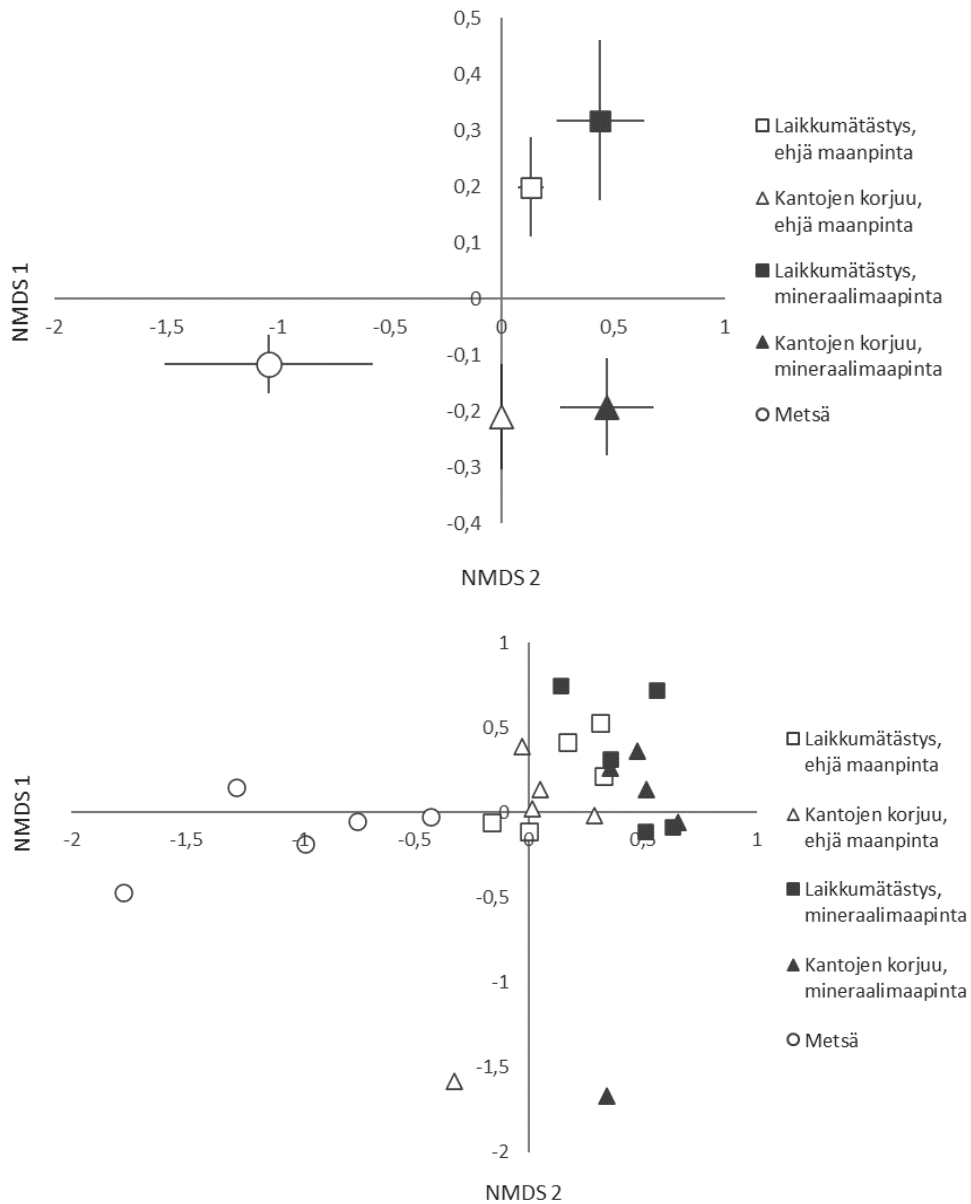
Kuva 5. Metsälauhan, maitohorsman, vadelman, kanervan, oravanmarjan ja mustikan keskimääräiset peittävyudet (%  $\bar{x} \pm S.E.$ ) tuoreen kangasmetsän uudistusalojen (kantojen korjuu, laikkumätästys) ehjällä maanpinnalla ja mineraalimaapinnalla 9 vuotta käsittelyjen jälkeen sekä päätehakkuuikäisessä tuoreessa kangasmetsässä (metsä),  $n = 5$ .

### 3.3 Kasviyhteisöt

Kasviyhteisöt erosivat toisistaan sekä kantojen korjuualojen ja laikkumätästysalojen välillä että ehjän maanpinnan ja mineraalimaapinnan välillä (Taulukko 4, Kuva 6). Hakkaamattoman, päätehakkuikäisen metsän kasviyhteisö erottui selvästi uudistusalojen kasviyhteisöistä. Kauimmaksi päätehakkuikäisestä metsästä ordinaatioasteikolla sijoittuivat mineraalipintojen kasviyhteisöt, erottuen eniten päätehakkuikäisen metsän kasvillisuudesta (Kuva 6). Yhden kantojen korjuualan kasviyhteisö erottui sekä ehjän maanpinnan että mineraalipinnan osalta muiden alojen kasvillisuudesta (Kuva 6, alempi ordinaatio).

Taulukko 4. NMDS- ja MRPP-analyysien tulokset käsittelyn (kantojen korjuu, laikkumätästys tai metsä) ja pinnan (ehjä maanpinta tai mineraalimaapinta) vaikutuksista kenttäkerroksen kasviyhteisöihin. NMDS-stressiarvo on laskettu 3-ulotteiselle ratkaisulle. MRPP:n osalta esitettyinä testisuure (T), ryhmien sisäisen samankaltaisuuden satunnaisuus (A) ja tilastollinen todennäköisyys (p). Merkitsevät testitulokset on lihavoitu.

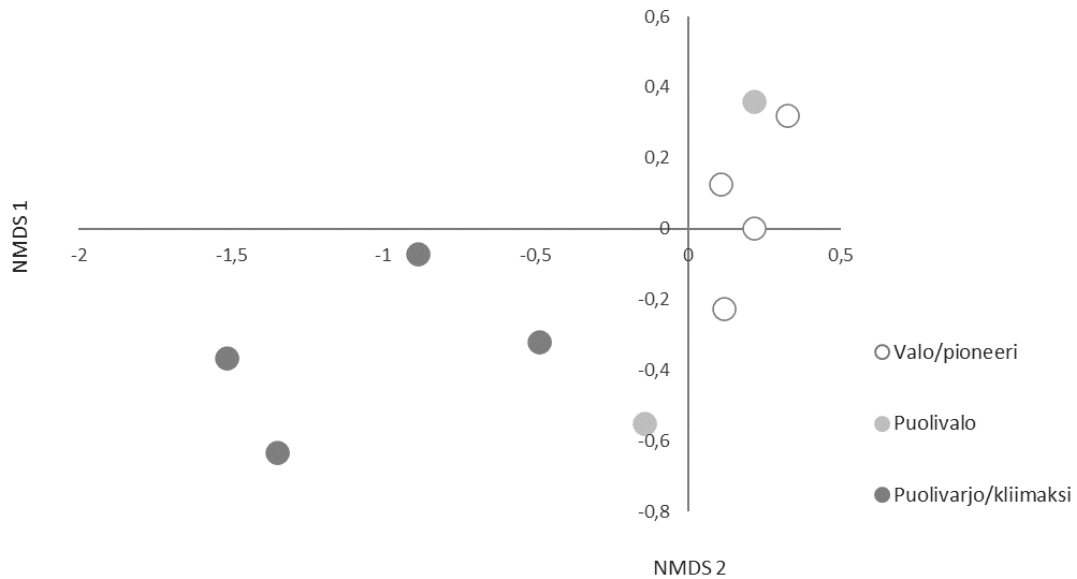
NMDS			
Ordinaatioanalyysin stressiarvo (%)			8,1
Epävakaisuusarvo			< 0.0001
Iteraatioluku			55
Stressiarvo vs. iteraatioluku			39.12
MRPP			
	<i>T</i>	<i>A</i>	<i>p</i>
Käsittely	-3.70	0.108	<b>0.006</b>
Pinta	-5.45	0.109	<b>0.002</b>



Kuva 6. NMDS-ordinaatio kasviyhteisöjen samankaltaisuudesta tutkimusalojen käsittelyn ja pinnan mukaan. NMDS-akselit 1 ja 2 ovat näkyvillä. Ylemmässä ordinaatiossa nähtävissä koealojen keskiarvot, alemmassa kaikki koealat.

Tarkasteltaessa kasviyhteisöjä lajiryhmittäin (Kuva 7) puolivarjo/kliimaksi -lajiryhmän lajit asettuvat ordinaatiossa samantapaisesti kuin hakkaamattoman metsän kasviyhteisöt. Valo/pioneeri- ja puolivalo -ryhmien lajit asettuvat ordinaatiossa lähes päällekkäin, osuen lähemmäs käsiteltyjen tutkimusalojen kasvillisuutta kuin hakkaamatonta metsää.





Kuva 7. NMDS-ordinaatio eri valo-oloissa ja sukkessiovaiheissa viihtyvien kasvilajien mukaan. Valo/pioneeri: metsälauha, maitohorsma, kanerva, vadelma. Puolivalo: puolukka, metsätähti. Puolivarjo/kliimaksi: mustikka, oravanmarja, käenkaali, vanamo.

## 4 TULOSTEN TARKASTELU

### 4.1 Kantojen korjuu ja kasvien lajimäärä

Lajimäärän havaittiin tässä tutkimuksessa hypoteesin mukaisesti olevan suurempi kantojen korjuualoilla kuin laikkumätästysaloilla. Kataja-aho ym. (2011) tutkivat lajimäärää osittain samoilla tutkimusaloilla. Tällöin avohakattujen alojen maanmuokkauksesta ja kantojen korjuusta oli kulunut 2-3 vuotta tai 5-6 vuotta, ja lajimäärän havaittiin olevan suurempi kantojen korjuualoilla molempina ajankohtina. Lajimäärän runsastuminen sekundaarisukcession varhaisissa vaiheissa on havaittu useissa tutkimuksissa myös pelkän avohakkuun ja maanmuokkauksen jälkeen (esim. Bråkenhielm ja Liu 1998, Pykälä 2004). Ensimmäisinä vuosina häiriön jälkeen varjossa viihtyvät kliimaksilajit eivät vielä ole ehtineet taantua muuttuneissa oloissa, mutta nopeakasvuiset siemenistä

uusiutuvat pioneerilajit ovat ehtineet jo itämään. Widenfalk ym. (2008) havaitsivat, että varhainen taimikonhoito ja harvennus pitivät lajirunsautta yllä myöhemmissä sukkessiovaiheissa säilyttämällä olosuhteet sellaisina, että monentyppisillä lajeilla on mahdollisuus menestyä muun muassa valon määrän lisääntymisen myötä.

Kasviyhteisöt muodostuvat kasvupaikalleen abioottisten tekijöiden ja biologisten vuorovaikutusten yhteisvaikutuksesta (Whittaker 1975, Wardle 2002). Lajimonimuotoisuus on yksi luonnon monimuotoisuuden tasoista, ja yksinkertaisin tapa tarkastella sitä on mitata lajimäärää. Yhteisöjen ekologiaan ja sitä kautta lajistoon ja lajimäärään vaikuttavat alueelliset tekijät, kuten ilmasto, elinympäristön ja ympäröivien alueiden heterogeenisyys ja niiltä saapuvat uudet resurssit, kuten geenivirta uusien yksidiöiden myötä sekä uusien lajien dispersaali (mm. MacArthur ja Wilson 1967, Cowie ja Holland 2006, Losos ja Ricklefs 2009, Tautenhahn ym. 2016, Vítovcová ym. 2021). Paikallisia kasvillisuuteen vaikuttavia tekijöitä ovat esimerkiksi maaperän ravinteisuus, kosteusolot ja paikalla oleva kasvillisuus itsessään (Jones ym. 2006, Salonen 2006). Puuston latvuspeittävyys säätelee maanpinnalle pääsevän säteilyn ja valon määrää, ja vaikuttaa näin ollen myös kosteusoloihin (Sagar ym. 2008).

Tutkimuksissa häiriön jälkeinen lajirunsaus on osoittautunut suuremmaksi nimenomaan rehevillä, maaperältään ravinteikkailla alueilla, joilla potentiaalinen lajipooli on muutonkin suurempi kuin happamilla vähäravinteisilla alueilla (mm. Jalonen ym. 2001, Pykälä 2004, Widenfalk ym. 2008). Tässä aineistossa yhden kantojen korjuualan lajimäärä oli huomattavasti suurempi verrattuna muihin uudistusaloihin ja metsiköihin, mikä osaltaan selittää kantojen korjuualojen runsaampaa lajimäärää. Lajimäärä oli suurin tällä alalla sekä ehjällä maanpinnalla, että mineraalimaapinnalla (Liite 1, ala ND). Ala oli kasvillisuuden perusteella rehevämpi kuin muut tutkimuksessa mukana olleet uudistusalat tai metsiköt, metsätyypiltään vähintään käenkaali-mustikkatyyppejä (OMt) tai jopa tätä rehevämpi lehtomainen metsätyyppi, ja sen kasvillisuus on ollut lajirunsaudeltaan rikkaampaa jo ennen käsittelyä. Ravinteikkaan maaperän myötä useampi

maaperän siemenpankin ruohovartinen laji on onnistunut itämään ja menestymään alueella. Tutkimusalan välittömässä läheisyydessä oli merkkejä myös vanhasta pihapiiristä, ja alalta tehtiinkin havaintoja perinteisistä pihan ja niityn kasvilajeista sekä lehtosinilatvasta (*Polemonium caeruleum*), joka on vanha perennalaji, mutta jota esiintyy myös luonnonvaraisena.

Tämä yksittäinen ala on osaltaan vaikuttanut myös kantojen korjuualojen mineraalipinnan keskimääräistä suurempaan lajimäärään verrattuna laikkumätästysalojen mineraalipintaan, jossa lajimäärä jäi eri käsittelyjen ja pintojen yhdistelmistä kaikkein alhaisimmaksi. Toisaalta kantojen korjuun on todettu sekoittavan maakerroksia tehokkaammin kuin pelkän laikkumätästyksen, ja lisäksi kantojen korjuualoilla paljastuu mineraalipintaa kaksi-kolme kertaa enemmän kuin laikkumätästysaloilla (Kataja-aho 2011). Näillä tekijöillä voi olla vaikutusta siihen, että maaperän eri kerroksissa säilyneet siemenet ovat päässeet tehokkaammin nousemaan itämissyvyyteen juuri kantojen korjuualoilla.

Joissakin pitkän aikavälin tutkimuksissa lajimäärän on havaittu pienentyneen kantojen korjuun jälkeen (Alban ym. 1994, Kaye ym. 2008). Pohjoisamerikkalaisissa havumetsissä, joista kannot oli nostettu juurikäävän (*P. weirii*) leviämisen ehkäisemiseksi 24–28 vuotta aikaisemmin, havaittiin useilla aloilla kukkivien kasvien, heinien ja pensaiden lajimäärän vähentyneen, mutta vieraslajeja tavattiin aiempaa enemmän (Kaye ym. 2008). Rudolphi ym. (2016) puolestaan havaitsivat, että 24–38 vuotta kantojen korjuun jälkeen lajimäärässä ei ollut eroa verrattuna pelkkään avohakkuuseen ja maanmuokkaukseen. Näiden kahden pitkän aikavälin tutkimuksen erisuuntaiset tulokset voisivat johtua kannonnostotekniikan eroista: juurikäävän ehkäisyssä puiden juuria ja näin ollen maaperää kantojen ympäriltä tuhoutuu laajemmalla alueella kuin kaupalliseen tarkoitukseen nostettujen kantojen ympäriltä, jolloin häiriö oletettavasti on voimakkaampi juurikääpäähä ehkäistäessä. Koska kasvillisuuden palautuminen häiriöstä on yhteydessä sen voimakkuuteen (mm. Rydgren ym. 2004, Hautala ym. 2008), on se voinut vaikuttaa lajimäärään myös myöhemmissä vaiheissa.

Keskimääräisen häiriön teorian mukaan lajimäärä säilyy runsaimmillaan silloin, kun sellaisia luonnollisia häiriöitä, joihin eliöyhteisö on aikojen saatossa ehtinyt sopeutua, tapahtuu riittävän usein (Connell 1978). Koska luonnollisia häiriöitä, kuten metsäpaloja ja myrskytuhoja tapahtuu yhä harvemmin, hakkuut ja maanmuokkaus toimivat monimuotoisuutta ylläpitävinä moottoreina. Toisaalta hakkuut tapahtuvat 80–100 vuoden syklissä, mikä voi olla liian pitkä aika niille lajeille, jotka ovat sopeutuneet tuhansien vuosien saatossa tiheämmin esiintyviin luonnollisiin häiriöihin, ja tällaisten lajien siemenet eivät välttämättä säily itämiskykyisinä maaperässä tarpeeksi kauan. Erityisesti pohjoisessa Euroopassa maaperän siemenpankki ja sen ilmenemisen mahdollistavat häiriöt toimivat monimuotoisuuden tärkeänä ylläpitäjänä (Pykälä 2004). Tutkimuksia on tehty niukasti tästä sukkession vaiheesta, mutta runsaampi lajimäärä kantojen korjuualoilla avohakkuun, maanmuokkauksen ja kantojen korjuun jälkeen myötäilee aiempien tutkimusten tuloksia varhaisemmasta sukkessiovaiheesta (mm. Kataja-aho ym. 2011, Andersson ym. 2017). Jossakin vaiheessa lajimäärä kantojen korjuualojen ja pelkkien laikkumätästysalojen välillä mahdollisesti tasoittuu, riippuen valituista metsänhoitomenetelmistä ja kasviyhteisöjen kohtaamista mahdollisista luonnollisista häiriöistä, mutta pitkän aikavälin tutkimusta lajirunsauden kehittymisestä kantojen korjuun jälkeen tarvittaisiin lisää.

#### **4.2 Kenttäkerroksen kokonaispeittävyys**

Kasvillisuuden kokonaispeittävyys on pienentynyt Suomessa kautta kasvupaikkojen 1950-luvulta lähtien, mikä on selitettävissä suurimmaksi osaksi metsien rakenteen ja maankäytön muutoksilla. Erityisen paljon on pienentynyt varpujen peittävyys. Lajistollisia muutoksia selittävät puuston ja metsäkasvupaikkojen käsittelyn muutokset: metsän hakkuu- ja uudistustavat ovat johtaneet puustoltaan tasaikäisten metsien syntymiseen, puulajisuhteiden muuttumiseen ja nuorten metsien tihentymiseen (Vanha-Majamaa 2000). Kasvillisuuden peittävyteen ja sen kehittymiseen vaikuttavat abioottisten

tekijöiden lisäksi sukcession vaihe ja sen lähtötilanne eli sekundäärisukcession käynnistäneen häiriön voimakkuus ja luonne. Esimerkiksi avohakkuun jälkeen valon määrän lisääntyminen vaikuttaa nopeasti kasviyhteisöihin ja typpihakuisten ruohovartisten kasvien lisääntyminen nostaa kenttäkerroksen peittävyttä (Jalonen ym. 2001, Vanha-Majamaa ym. 2017). Sukcession kliimaksivaiheessa pohjoisen havumetsän kenttäkerros on varpuvaltainen. Hakkuukypsän kuusivaltaisen metsän kenttäkerroksessa voi myös olla merkittäviä aukkoja, ja pohjakerroksen tiheä sammalpeite ja karikelaikut ovat tyypillisiä.

Silloin kun häiriöön liittyy kasvillisuuden paikallista häviämistä tai eriasteista maaperän paljastumista, varsinkin varhaisten vaiheiden sukcessio ja kenttäkerroksen peittävyden kehittyminen voivat olla hitaampia (mm. Rydgren ym. 2004, Hautala ym. 2008). Esimerkiksi ruotsalaisessa kuusimetsässä kantojen korjuun myötä paljastunut maanpinta peittyi noin 10 %-yksikön vuosivauhtia, ja maksimaalinen peittävyys saavutettiin noin 9 vuoden jälkeen (Kardell 1992). Rydgreinin ym. 2004 tutkimuksessa ruotsalaisesta kuusimetsästä poistettiin maata tai maanpintaa eri syvyyksiltä. Aloilla, joilta poistettiin pelkkä kasvillisuus tai kasvillisuus ja karikekerros tai kasvillisuus, karikekerros ja humus huuhtoutumiskerrokseen saakka, mutta ne sijaitsivat koskemattoman maanpinnan välittömässä läheisyydessä, putkilokasvien peittävyys kasvoi lähes yhtä nopeasti ensimmäisen kahden-kolmen vuoden aikana. Aloilla, joilta oli poistettu kerrokset humuskerrosta myöten tai aloilla, joilta oli poistettu myös huuhtoutumiskerrosta ja ne sijaitsivat keskellä häiriöaluetta kaukana koskemattomasta maanpinnasta, putkilokasvien peittävyys lisääntyi hitaammin. Vielä seitsemän vuoden kuluttua häiriöstä putkilokasvien kokonaispeittävyys oli kaikilla käsittelyaloilla alhaisempi kuin käsittelemättömillä kontrollialoilla.

Tässä tutkimuksessa havaittiin suurempi kenttäkerroksen kasvillisuuden kokonaispeittävyys kantojen korjuualoilla kuin pelkästään laikkumätästetyillä avohakkuualoilla yhdeksän vuotta käsittelyjen jälkeen. Aikaisemmista tutkimuksista on saatu samansuuntaisia (mm. Kataja-aho ym. 2011, Andersson ym.

2017), mutta myös eriäviä tuloksia osin erilaisista menetelmistä johtuen (Hyvönen ym. 2016, Rudolphi ym. 2016). Kantojen korjuun aiheuttama maa-ainesten sekoittuminen on voinut nostaa tehokkaammin maaperän siemenpankista nopeasti leviäviä pioneerilajeja kantojen korjuualojen peittävyttä lisäämään. Kokonaispeittävyys oli molemmissa käsittelyissä suurempi ehjällä maanpinnalla kuin mineraalipinnaksi paljastuneella maalla. Käsittelyalojen ehjät pinnat kasvoivat erityisen runsaana metsälauhaa, joka hyötyy valon määrästä ja maaperän lisääntyneestä typpipitoisuudesta. Heti kantojen korjuun jälkeen perinteisten metsäsammallajien on havaittu taantuvan, mikä vähentää pohjakerroksen kasvillisuuden peittävyttä ehjäksi jääneellä maanpinnalla (Kataja-aho ym. 2011, Partanen 2015), mutta voi osaltaan antaa tilaa nopeakasvuille kenttäkerroksen pioneerilajeille.

Pohjakerroksen kasvillisuus jätettiin tässä tutkimuksessa tutkimatta, mutta sammalten peittävyys kuitenkin huomioitiin. Sammalten peittävyden havaittiin olevan runsaampaa mineraalipinnoilla kuin ehjillä pinnoilla, ja havainnot olivat samansuuntaisia kuin Partasen (2015) samoilta tutkimusaloilta saamat tulokset. Runsas sammalten peittävyys on voinut hidastaa mineraalipinnoilla kenttäkerroksen kasvillisuuden kehittymistä. Laikkumätätystalojen mineraalimaapinnoista yli puolet ja kantojen korjuualojen mineraalimaapinnoista vajaa kolmasosa oli sammalten peitossa, ja vaikka tilastollisesti merkitsevää eroa ei havaittukaan, on mainittava, että kenttäkerroksen kasvillisuuden peittävyys vaikuttaisi olevan suurempaa kantojen korjuualojen mineraalimaapinnoilla kuin laikkumätätystalojen mineraalimaapinnoilla (Kuva 3, Liite 1). Maa-aineksen sekoittuminen kantojen korjuun myötä on voinut vaikuttaa sammalten ja putkilokasvien erilaiseen peittävyteen laikkumätätystalojen ja kantojen korjuualojen mineraalipinnoilla. Tarvitaan kuitenkin lisää tutkimusta ja havaintoja asiasta, jotta varmuus saavutettaisiin.

Palviainen ym. (2007) tutkivat avohakkuun ja maanmuokkauksen jälkeen pintakasvillisuuden biomassaa erityyppisillä pinnoilla. Oli selkeästi havaittavissa,

että 2-5 vuotta käsittelyn jälkeen biomassa maanmuokkauksessa syntyneiden kuoppien paljastuneella maanpinnalla oli huomattavasti pienempi, ja kuopat olivat kosteita ja kolonisoituneet sammalilla. Maanmuokkauksen myötä syntyneissä harjanteissa ja koskemattomalla maanpinnalla kasvoi pääasiassa kenttäkerroksen kasvillisuutta, ja biomassa oli niissä merkittävästi suurempi. Vaikka biomassaa ei suoraan voidakaan verrata kasvillisuuden peittävyYTEEN, voidaan myös tästä päätellä, että sukkessio etenee alkuvaiheessa hyvin eri tavoin paljaalla mineraalipinnalla kuin koskemattomalla maanpinnalla tai harjanteissa.

#### **4.3 Kantojen korjuun vaikutus lajien ja lajiryhmien peittävyksiin**

Kantojen korjuu yhdessä avohakkuun ja maanmuokkauksen kanssa muuttaa metsän kasvuolosuhteita merkittävästi (Ilvesniemi ym. 2012). Valon määrän lisääntyminen, laajat paljastuneet mineraalimaapinnat ja sekoittunut humuskerros mahdollistavat kasvillisuuden nopeamman luontaisen uudistumisen (Kotisaari 1982, Saksa 1992). Olot suosivat pioneerilajeja, joille maaperän voimakkaasti vaihteleva kosteus ei ole haitaksi. Pintakerroksen lajisto ja biomassa vaihtelevat suuresti mosaiikkimaisen maanpinnan vuoksi, osan maanpinnasta ollessa paljaana, kuopalla tai koholla maanmuokkauksen ja kantojen korjuun jäljiltä. Esimerkiksi paljaat kuopat kolonisoituvat aluksi pioneerisammallajeilla, kuten kangaskarhunsammalella (*P. juniperinum*) (Palviainen ym. 2007). Koholla olevilla pinnoilla on havupuiden taimille suotuisimmat olot, ja lisäksi sekä niillä että ehjällä maanpinnalla heinät, kuten metsälauha ja muut ruohovartistet kasvit valtaavat alaa (Palviainen ym. 2007). Yksittäisten lajien elinkierto ja lisääntymisstrategiat vaikuttavat suuresti siihen, miten ne selviytyvät häiriön jälkeen muuttuneissa oloissa.

Metsälauha on metsiemme yleisimpiä kasvilajeja (Hotanen ym. 2008). Tässä tutkimuksessa ehjiä pintoja kenttäkerroksessa dominoinut metsälauha on pioneerilaji, joka toisaalta sietää hyvin myös vaihtelevia olosuhteita. Sitä esiintyi käsittelyalojen lisäksi kohtalaisesti myös hakkuukypsässä metsässä. Aurinkoisilla,

avoimilla kasvupaikoilla se leviää tehokkaasti siemenistä, mikä selittää sen runsautta avohakkuualoilla. Siemenet eivät säily maaperän siemenpankissa itämiskykyisinä kovin pitkään, ja myöhemmissä sukcession vaiheissa varjoisilla kasvupaikoilla metsälauha lisääntyy pääasiassa kasvullisesti maavarren avulla (Ruokolainen ja Salo 2006).

Toinen selkeä varhaisten sukcessiovaiheiden pioneerilaji, jota ei tässä tutkimuksessa tavattu hakkuukypsässä metsässä lainkaan on maitohorsma. Maitohorsma oli merkitsevästi runsaampi sekä kantojen korjuualojen että pelkkien laikkumätätystyalojen ehjillä pinnoilla verrattuna mineraalipintaan. Se leviää siemenistä, jotka eivät varastoidu tai säily maaperässä, vaan ne leviävät tehokkaasti tuulen ja eläinten mukana uusille avoimille kasvupaikoille, ja on useimmiten runsain putkilokasvilaji ensimmäisten vuosien aikana niin metsäpalon kuin avohakkuunkin jälkeen (Ruokolainen ja Salo 2006).

Vadelma ilmestyy myös melko nopeasti alueille, joilla häiriön jälkeen on tarjolla valoa ja suhteellisen kauankin maaperässä sopivia oloja odottaneiden siementen itäminen on helpottunut. Vadelman menestyskausi rajoittuu sukcession alkuvaiheisiin, ja hieman myöhemmin se joutuukin kilpailemaan ravinteista ja vedestä erityisesti ruohojen ja heinien kanssa, ja lopulta väistymään niiden tieltä (Ruokolainen ja Salo 2006). Vadelman tavoin kanerva säilyy maaperän siemenpankissa pitkiä aikoja, ja ilmestyy sangen nopeasti paljaalle maanpinnalle. Siementen lisäksi kanerva lisääntyy myös maavarren avulla. Tässä tutkimuksessa kanervan peittävyys oli suurempi nimenomaan mineraalipinnoilla. Sitä vaikuttaisi olevan enemmän, vaikkakaan ei merkitsevästi enemmän, laikkumätätystyalojen mineraalipinnoilla (Liite 1), joilla se ei alkuvaiheessa todennäköisesti ole kohdannut juurikaan kilpailevia lajeja, ja on pystynyt paremmin hyödyntämään myös maavarren avulla tapahtuvaa leviämistä. Metsäpalon jälkeen kanerva mahdollisesti hyötyy vapautuneesta kalsiumista (Ruokolainen ja Salo 2006), jota voi olla hieman runsaammin saatavilla myös heti maanmuokkauksen tai kantojen korjuun jälkeen.



Andersson ym. (2017) havaitsivat, että oravanmarja oli runsaampi kaksi vuotta sitten avohakatuilla kantojen korjuualoilla kuin aloilla, joille oli tehty pelkkä maanmuokkaus. Oravanmarja on pieni, mutta suhteellisen isolehtinen, varjossa viihtyvä ravinteikkaan kasvupaikan ilmentäjä, jonka ei odottaisi hyötyvän valon määrän lisääntymisestä, mutta joka saattaisi hyötyä kantojen korjuun jälkeen vapautuneista ravinteista. Tässä tutkimuksessa oravanmarjan peittävyys vaikuttaisi olevan yleisesti ottaen suurempi ehjillä pinnoilla, ja kaikkein suurin hakkaamattomassa metsässä, mutta merkitsevää eroa ei ehjien pintojen välillä kuitenkaan havaittu. Sen sijaan oravanmarjan peittävyys oli merkitsevästi suurempi kantojen korjuualojen ehjillä pinnoilla kuin sen mineraalimaapinnoilla. Oravanmarja on monivuotinen ja lisääntyy maanalaisen haarovan juuriston avulla. Kantojen korjuu sekoittaa tehokkaammin maaperän kerroksia kuin pelkkä maanmuokkaus (Kataja-aho 2011), jolloin oravanmarja ei välttämättä ollut päässyt kunnolla leviämään mineraalimaapinnoille vielä yhdeksänkään vuoden jälkeen. Lisäksi oravanmarjaa havaittiin runsaasti aiemmin jo mainitulla rehevällä kantojen korjuualalla, mikä on voinut vaikuttaa kantojen korjuualojen pintojen vertailun tulokseen (Kataja-aho ym. 2011).

Erityisesti perinteisiksi metsälajeiksi tai kliimaksilajeiksi luokiteltavat lajit taantuvat kantojen korjuun seurauksena. Kataja-aho ym. (2011) havaitsi mustikan vähentyneen merkittävästi muutama vuosi kantojen korjuun jälkeen. Ruotsalaisessa kuusimetsässä ehjän maanpinnan vähenemisen havaittiin vähentävän mustikan ja myös puolukan peittävyttä (Andersson ym. 2017). Mustikka on tärkeä osa monia ravintoverkkoja, ja erityisen merkityksellinen esimerkiksi useille perhos- ja sahapistiäislajeille sekä metsäkanalinnuille (Siitonen ja Hanski 2004). Ruokolaisen ja Salon (2006) mukaan mustikka ja puolukka molemmat ovat ns. sietäjiä, jotka uusiutuvat pääasiassa maavarsiston avulla. Ne ovat vahvoja kilpailijoita, jotka pystyvät hitaasti mutta varmasti levittäytymään sopivalla kasvupaikalla, ja sama yksilö saattaakin kasvaa useiden neliömetrien alueella. Mustikasta suurin osa on maan alla, joten se selviytyy esimerkiksi suurista

metsäpaloista melko hyvin. Avohakkuun jälkeen sen peittävyys vähenee enemmän kuin luonnontilaisen metsän sukkession alkuvaiheissa esimerkiksi juuri palon jälkeen (Uotila ja Kouki 2005).

Häiriö, jossa koko kasvillisuus häviää pintamaan tuhoutumisen seurauksena laajoilta alueilta, heikentää ja hidastaa mustikan palautumista ja leviämistä maavarren avulla, eikä sen siementen avulla tapahtuva lisääntyminen ole yhtä tehokasta. Puolukka puolestaan kasvattaa uusia versoja melko tiheästi, ja se on sopeutunut paremmin valoisampiin ja kuivempiin elinympäristöihin, mikä osaltaan selittänee sitä, että ainakaan tässä tuoreen kankaan metsätyypillä toteutetussa tutkimuksessa kantojen korjuulla ei ollut vaikutusta puolukan peittävyyteen (Ruokolainen ja Salo 2006). Mitä syvemmin Rydgrenin ym. (2004) tutkimuksessa maata oli poistettu, sitä todennäköisemmin alat kolonisoituivat niistä siemenistä lisääntyvistä lajeista, joiden siemenet pääsivät esille syvemmistä maakerroksista. Mitä kevyemmin pintamaata poistettiin, sitä todennäköisemmin alaa valtasivat lajit, jotka lisääntyivät maanalaisista osista, kuten maavarren tai juuriston avulla, mutta mitä laajempi häiriö on pinta-alaltaan, ja mitä syvemmin maa-ainesta oli poistettu, sitä hitaampaa tällaisten pääasiassa klonaalisesti lisääntyvien lajien, kuten mustikan tai puolukan, leviäminen takaisin alueelle oli (Rydgren ym. 2004).

Tarkasteltaessa eri valo-oloissa viihtyvien lajien ja lajiryhmien peittävyksiä, on selkeästi havaittavissa, että valoisammassa viihtyvät lajit hyötyvät ylipäänsä häiriöistä, joissa valon määrä lisääntyy. Eri pintoja vertailtaessa valokasvit viihtyivät ehjillä pinnoilla mineraalimaapintoja paremmin, mutta kanervan runsaampi esiintyminen mineraalimaapinnoilla tasoittaa tilannetta (Kuva 4). Metsälauhan viihtyminen myös kliimaksivaiheen metsässä puolestaan nostaa valokasvien peittävyyttä päätehakkuikeisen metsän osalta. Varjossa viihtyvien lajien peittävyys oli niin ikään suurempaa käsittelyalojen ehjillä pinnoilla kuin mineraalipinnoilla, ja kaikkein runsainta päätehakkuikeisissä metsissä, joissa varjoa ja kosteutta on tarjolla käsittelyaloja enemmän. Eroja laikkumätästyksen ja

kantojen korjuun välillä ei näissä ryhmissä havaittu, kuten ei minkään yksittäisenkään lajin kohdalla.

Valon määrän merkitys sukkession etenemiselle ja suunnalle voi olla hyvin keskeinen lajista riippuen. Tonterin ym. (2016) mukaan esimerkiksi puolukka selkeästi hyötyy välimuotohakkuista, joissa valo lisääntyy jonkin verran, mutta ei kuitenkaan poista kaikkea varjostusta, vaan jättää mahdollisuuden erilaisten mikroilmastojen syntymiselle. Tällaisten hakkuiden jälkeen ne pystyvät estämään pioneerilajeja valtaamasta alaa, ja ottavat vapaan tilan haltuunsa, sillä ne ovat pioneerilajeja voimakkaampia kilpailijoita. Tämä viittaa siihen, että ne sietävät hyvin lieviä tai keskimuotoisia häiriöitä ja pärjäävät silloin, kun häiriö ei ole liian suuri. Avohakkuu ja sen vaikutuksia voimistavat mahdolliset muut käsittelyt, kuten kantojen korjuu, vaikuttavat todennäköisemmin näidenkin lajien peittävyksiin ja palautumisaikaan negatiivisesti.

#### **4.4 Kasviyhteisöt ja sukkessio kantojen korjuun jälkeen**

Kasviyhteisöt muodostuvat kasvupaikalleen jo useasti aikaisemmin esitettyjen tekijöiden myötä. Näitä ovat muun muassa valoisuus, kosteusolot, maaperän ravinteisuus ja happamuus. Tässä tutkimuksessa kasviyhteisöt erosivat erityisesti mineraalimaapinnan ja ehjän maanpinnan välillä, mutta osin myös kantojen korjuun ja laikkumätästykseen välillä kokonaisuudessaan (Kuva 6). Lisäksi päätehakkuikäisen metsän kasviyhteisö erottui selkeästi käsittelyalojen kasviyhteisöistä, sillä sen valo- ja kosteusolot todennäköisesti poikkesivat käsittelyalojen vastaavista oloista oleellisesti. Edellä mainitut kasvupaikkatekijät muuttuvat merkittävästi siirryttäessä ehjältä, kasvillisuuden peittämältä maanpinnalta paljaalle mineraalimaapinnalle. Sukkession edetessä mineraalipintojen ja ehjäksi jääneen maanpinnan kasviyhteisöt todennäköisesti lähenevät toisiaan, mutta koska erot ovat havaittavissa hyvin selkeinä vielä yhdeksän vuoden jälkeenkin, ei tämä välttämättä tapahdu kovin nopeasti, ottaen huomioon, että sukkession on todettu olevan kaikkein nopeinta ensimmäisten

vuosien jälkeen häiriöstä ja hidastuvan ajan kuluessa kohti kliimaksiyhteisöä mentäessä (mm. Connell ja Slatyer 1977, Rydgren ym. 2004).

Rydgren ym. (2004) havaitsivat, että häiriön voimakkuus vaikutti sukkession nopeuteen, mutta ei juurikaan sen suuntaan. Kolme ensimmäistä vuotta häiriön jälkeen sukkession eteneminen oli kiihtyvää kaikilla häiriön voimakkuusasteilla, minkä jälkeen se hidastui, ja kasviyhteisöt alkoivat kehittyä kohti häiriötä edeltävää tilannetta. Ensimmäisessä vaiheessa, parin vuoden ajanjaksolla häiriön jälkeen, pioneerilajit valtasivat alaa suhteessa koskemattoman maanpinnan lajeihin. Pian tämän jälkeen maaperän siemenpankista alkoi ilmestyä varsinaisten pioneerilajien rinnalle muita lajeja kiihtyvällä tahdilla. Kolmannessa vaiheessa nämä lajit jatkoivat runsastumistaan, ja kasvillisuus alkoi hitaasti muuttua pioneerilajivaltaisesta sukkession myöhäisempiä lajeja suosivaksi.

Juurikäävän (*P. weirii*) leviämisen ehkäisemiseksi 24 – 28 vuotta aikaisemmin tehty kantojen korjuu vaikutti koko kasviyhteisöön: kukkivat kasvit ja heinät runsastuivat, niiden ja pensaiden lajimäärä väheni, mutta vieraslajeja tavattiin enemmän (Kaye ym. 2008). Pensaiden ja puuvartisten kasvien vähenemistä voi selittää paitsi huonompi kilpailukyky ruohovartisiin nähden, myös maaperän mahdollisesti muuttuneet ominaisuudet (Kaye ym. 2008). Pohjoisessa (skandinaavisessa) havumetsässä pensas- ja puulajisto ei hyvin reheviä ja lehtomaisia alueita lukuun ottamatta ole kovin runsas, mikä näkyi myös tässä aineistossa.

Yleisesti ottaen boreaalisessa havumetsässä rikkoontunut maanpinta lisää pioneeripuulajien, kuten männyn ja koivun esiintymistä (Strömgren ym. 2012, Hyvönen ym. 2016). Voimakas lehtipuiden itäminen ja ns. ”vesakoituminen” aiheuttaa erityisesti havupuuvaltaisissa metsiköissä merkittävää metsänhoidon lisätarvetta ja kasvattaa kantojen korjuun aiheuttamia metsänhoidon kustannuksia (Uotila ym. 2010, Saksa 2012). Kardell (1992) havaitsi, että 7-8 vuotta kantojen korjuun jälkeen taimia oli itänyt luonnollisesti siemenestä 1,5 -kertaa enemmän kuin

pelkillä maanmuokkausaloilla. Suurin osa näistä (77 %) oli lehtipuiden taimia, mutta myös kuusi ja mänty pärjäsivät paremmin. Saksa (2012) havaitsi, että runsain taimivaihe saavutettiin yhdeksäntenä vuonna kantojen korjuusta, kun pelkän laikkumätästykseen jälkeen vaihe havaittiin aiemmin (Lehtosalo ym. 2010). Kantojen korjuun jälkeiseen metsän uudistumiseen ja sen nopeuteen vaikuttavat muun muassa luonnollinen vuosien välinen vaihtelu, etenkin ensimmäisen kantojen korjuun jälkeisen vuoden sääolot (sademäärä ja lämpötila), maaperä ja sen ominaisuudet, maantieteelliset rajoitteet sekä muut pienipiirteisemmät seikat uudistusaloilla (Saksa 2012).

Häiriöt ovat niin luonnontilaisten kuin talousmetsienkin lajirunsautta ja monimuotoisuutta ylläpitävä voima. Monimuotoisuuden kannalta riittävän voimakkaita häiriöitä pitäisi esiintyä riittävän usein, mutta kuitenkin niin, että häiriön jälkeen metsässä on mahdollisimman monen ikäistä puustoa ja kasvuolojen suhteen vaativampienkin lajien on mahdollista selvitä (mm. Connell 1978, Rudolphi ym. 2016). Talousmetsissä avohakkuu ja maanmuokkaus yhdessä säännöllisesti toistuessaan on voimakas ja osin pysyväluonteinen häiriö, jonka kokonaisvaikutusta kantojen korjuu lisää entisestään. Viitteitä siitä on, että pitkällä aikavälillä kantojen korjuulla ei yksinään välttämättä olisi vaikutusta kenttäkerroksen kasviyhteisöihin tai niiden sukkessioon (Rudolphi ym. 2016), mutta tutkimusta tarvitaan lisää, jotta kantojen korjuun vaikutuksista pohjoisen havumetsän ekosysteemiin ja kasvillisuuden sukkessioon voidaan saada luotettavaa ja monipuolista tietoa.

## 5 JOHTOPÄÄTÖKSET

Kantojen korjuualojen runsaampaa kenttäkerroksen kasvillisuuden lajimäärää ja kokonaispeittävyyttä selittävät kasvuolosuhteet, jotka muuttuvat kantojen korjuun myötä vielä voimakkaammin kuin pelkän laikkumätästykseen jälkeen.

Mineraalimaaksi paljastunutta, osin kuoppaista maanpintaa on enemmän kuin pelkästään laikkumätästetyillä aloilla, ja maa-ainekset ovat sekoittuneet tehokkaammin, jolloin maaperän siemenpankin lajit ovat saaneet vielä enemmän mahdollisuuksia menestymiseen kantojen korjuualoilla. Mineraalimaapinnalla ja ehjäksi jääneellä maanpinnalla menestyivät suurelta osin eri lajit, ja syitä lajien esiintymiselle ja menestymiselle tietyn tyyppisellä maanpinnalla voidaan etsiä lajin lisääntymisstrategiasta ja elinkierrosta. Pioneerilajeiksi luokiteltavat, valossa viihtyvät lajit menestyivät molemmilla käsittelyaloilla päätehakkuuikäistä metsää paremmin, kun taas puolivarjossa tai varjossa viihtyvien kliimaksilajien todettiin kärsivän merkittävästi molemmista käsittelyistä. Kasviyhteisöissä on siis eroja sukkession tässä vaiheessa, mutta sekundaarisukcession eteneminen kohti sulkeutuneempaa metsäekosysteemiä voi tasoittaa eroja myöhemmin.

Mustikka kärsi molemmista käsittelyistä, ja sitä tavattiin sekä mineraalimaapinnalla että ehjällä maanpinnalla varsin niukasti. Jo avohakkuu ja maanmuokkaus yhdessä ovat sille niin voimakas häiriö, että kantojen korjuun tuoma lisävaikutus on tässä vaiheessa pieni, mutta on mahdollista, että pintamaan ja kasvillisuuden laajempi tuhoutuminen johtaa pääasiallisesti maavarren avulla lisääntyvän mustikan hitaampaan uusiutumiseen ja häiriöstä palautumiseen kantojen korjuualoilla. Lisäksi muiden kasvilajien suurempi peittävyys ja lajimäärä tarkoittavat mustikalle entistä tiukempaa kilpailua elintilasta ja muista resursseista. Mustikalla on avainlajina erityistä merkitystä monille muille lajeille, ja muutokset sen peittävyudessa voivat vaikuttaa metsäekosysteemin eliöyhteisöjen rakenteeseen ja toimintaan laajasti.

Kantojen korjuu energiapuuksi näyttäisi jäävän vain lyhyeksi piikiksi metsäenergian käytön historiassa, mutta mikäli sen osuus vielä tulevaisuudessa kasvaa, on edelleen syytä kiinnittää huomiota ehjäksi jäävän maanpinnan osuuteen ja kantojen korjuusta vastaavan tekniikan kehittämiseen. Toisaalta voidaan kysyä, onko kantojen korjuu kannattavaa, jos yhä suurempi osa niistä pitäisi jättää nostamatta. Tarvitaan lisää pitkän aikavälin tutkimusta kantojen korjuun

vaikutuksista kasvillisuuteen ja sen sukkession eri vaiheisiin, minkä perusteella on mahdollisuus pyrkiä yhä hellävaraisempaan metsäenergian korjuuseen ja luontoarvot monipuolisesti huomioon ottavaan metsänhoidon suunnitteluun pohjoisissa talousmetsissämme.

## KIITOKSET

Haluan esittää sydämelliset kiitokseni ohjaajilleni Dos. Jari Haimille ja FT Saana Kataja-aholle. Heidän apunsa, ohjauksensa ja pitkämielisyytensä työn viemisessä eteenpäin on ollut korvaamatonta.

## KIRJALLISUUS

- Alban, D.H., Host, G.E., Elioff, J.D. & Shadis, D., 1994. Soil and vegetation response to soil compaction and forest floor removal after aspen harvesting. Res. Paper NC-315. MN: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, North Central Forest Experiment Station. 8p.
- Andersson, J., Dynesius, M. & Hjältén, J. 2017. Short-term response to stump harvesting by the ground flora in boreal clearcuts. *Scan. J. For. Res.* 32: 239-245.
- Barbier S., Gosselin F. & Balandier P. 2008. Influence of tree species on understory vegetation diversity and mechanisms involved—a critical review for temperate and boreal forests. *For. Ecol. Manage.* 254: 1-15.
- Bengtsson, J., Lundkvist, H., Saetre, P., Sohlenius, B. & Solbreck, B. 1998. Effects of organic matter removal on the soil foodweb: Forestry practices meet ecological theory. *App. Soil Ecol.* 9: 137-143.
- Bråkenhielm, S. & Liu, Q. 1998. Long-term effects of clear-felling on vegetation dynamics and species diversity in a boreal pine forest. *Biodiversity and Conservation* 7: 207-220.
- Cajander, A.K. 1949. Metsätyypit ja niiden merkitys. *Acta Forestalia Fennica* 56: 1-69.

- Caruso, A., Rudolphi, J. & Thor, G. 2008. Lichen species diversity and substrate amounts in young planted boreal forests: A comparison between slash and stumps of *Picea abies*. *Biological conservation*, 141: 47-55.
- Connell, J. H. 1978. Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs. *Science* 199: 1302-1310.
- Connell, J.H. & Slatyer, R.O. 1977. Mechanism of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *The Am. Natur.* 111: 1119-1144.
- Cowie R. H. & Holland B. S. 2006. Dispersal is fundamental to biogeography and the evolution of biodiversity on oceanic islands. *J. Biogeography* 33: 193-198.
- Donato, D., Campbell, J. L. & Franklin, J. F. 2012. Multiple successional pathways and precocity in forest development: can some forests be born complex? *J. veg. sci.* 23: 576-584.
- Ellenberg, H., Weber, H. E., Düll, R., Wirth, W., Werner, W. & Paulissen, D. 1991. *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa = Indicator values of plants in Central Europe. Scripta Geobot.* 18. Göttingen: Verlag Erich Goltze KG, 258 p.
- Engell G. 2011. Is the productivity decline in Norway spruce following whole-tree harvesting in the final felling in boreal Sweden permanent or temporary? *For. Ecol. Manage.* 261: 148-153.
- Engell, G. 2016. Effects of slash and stump harvesting after final felling on stand and site productivity in Scots pine and Norway spruce. *For. Ecol. Manage.* 371: 42-49.
- Engelmark O. 1999. Boreal forest disturbances. Teoksessa: Walker, L.R., (toim.), *Ecosystems of disturbed ground. Ecosystems of the world* 16. Elsevier, Amsterdam, pp. 161-186.
- Gadgil, M. & Solbrig, O. T. 1972. The Concept of r- and K-Selection: Evidence from Wild Flowers and Some Theoretical Considerations. *The Am. Natur.* 106: 14-31.
- Hakkila, P. 2004. *Developing Technology for Large-Scale Production of Forest Chips: Wood Energy Technology Programme 1999-2003: final report.* Tekes, Helsinki.
- Hakkila, P. 2006. Factors driving the development of forest energy in Finland. *Biomass and Bioenergy* 30: 281-288.
- Hautala H., Tolvanen A. & Nuortila C. 2008. Recovery of pristine boreal forest floor community after selective removal of understorey, ground and humus layers. *Plant Ecol.* 194: 273-282.
- Hope, G. D. 2007. Changes in soil properties, tree growth, and nutrition over a period of 10 years after stump removal and scarification on moderately coarse soils in interior British Columbia. *For. Ecol. Manage.* 242: 625-635.
- Horn, H. S. 1974. The ecology of secondary succession. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 5: 25-37



- Horn, H. S. 1975. Forest succession. *Scientific Am.* 232: 90-98.
- Hotanen J.-P., Nousiainen H., Mäkipää, R. & Reinikainen, A. 2008. *Metsätyypit – opas kasvupaikkojen luokitteluun.* Metsäkustannus Oy, Helsinki. 192 s.
- Hyvönen, R., Kaarakka, L., Leppälampi-Kujansuu, J., Olsson, B. A., Palviainen, M., Vegerfors-Persson, B. & Helmisaari, H.-S. 2016. Effects of stump harvesting on soil C and N stocks and vegetation 8-13 years after clear-cutting. *For. Ecol. Manage.* 371: 23–32.
- Ilvesniemi, H. 2012. Ilmastonmuutos ja biomassat. Teoksessa: Asikainen, A., Ilvesniemi, H., Sievänen, R., Vapaavuori, E., & Muhonen, T. (toim.), Bioenergia, ilmastonmuutos ja Suomen metsät. Metlan työraportteja 240.
- Ilvesniemi, H., Hartman, H., Hytönen, J., Laurén, A., Kaila, A., Kantola, M., Kiikkilä, O., Kremsa, J., Kubin, E., Lindgren, M., Lindroos, A.-J., Moilanen, Mikko, Murto, T., Nieminen, M., Nieminen, T. M., Penttilä, T., Piispanen, J., Saarsalmi, A., Smolander, A., Tamminen P. & Ukonmaanaho, L. 2012. Energiapuun korjuun vaikutukset metsiin ja vesistöihin. Teoksessa: Asikainen, A., Ilvesniemi, H., Sievänen, R., Vapaavuori, E. & Muhonen, T. (toim.), Bioenergia, ilmastonmuutos ja Suomen metsät. Teoksessa. Metlan työraportteja 240.
- Jalonen, J. & Vanha-Majamaa, I. 2001. Immediate effects of four different felling methods on mature boreal spruce forest understorey vegetation in southern Finland. *For. Ecol. Manage.* 146: 25-34.
- Jones M.M., Tuomisto H., Clark D.B. & Olivas P. 2006. Effects of mesoscale environmental heterogeneity and dispersal limitation on floristic variation in rain forest ferns. *J. Ecol.* 94: 181-195.
- Kardell, L. 1992. Vegetationsförändringar, plantetablering samt bärproduktion efter stubb- och riståkt. Institutionen för skoglig landskapsvård. Rapport 50.
- Kataja-aho S., Fritze H. & Haimi J. 2011. Short-term responses of soil decomposer and plant communities to stump harvesting in boreal forests. *For. Ecol. Manage.* 262: 379 – 388.
- Kataja-aho S. 2011. *Short-Term Responses of Decomposers and Vegetation to Stump Removal.* Dissertation. Jyväskylä studies biological and environmental science 230. University of Jyväskylä.
- Kaye, T. N., Blakeley-Smith, M. & Thies, W. G. 2008. Long-term effects of post-harvest stump removal and N-fertilization on understory vegetation in Western USA forests. *For. Ecol. Manage.* 256: 732-740.
- Kellomäki S. 2005. *Metsäekologia.* Joensuun yliopistopaino. 297 s.
- Koistinen, A., Luiro, J. - P. & Vanhatalo, K. (toim.). 2019. *Metsänhoidon suositukset energiapuun korjuuseen, työopas.* Tapion julkaisuja.

- Kotisaari, A. 1982. Metsän luontaisen uudistamisen tutkiminen. Esitutkimusraportti. Helsingin yliopisto. Metsänhoitotieteen laitos. Tiedonantoja 38.
- Kuuluvainen T. 2009. Forest management and biodiversity conservation based on natural ecosystem dynamics in northern Europe: the complexity challenge. *Ambio* 38: 309-315.
- Kuuluvainen, T., Wallenius & T., Pennanen, J. 2004. Metsän luontainen rakenne, dynamiikka ja monimuotoisuus. Teoksessa: Kuuluvainen, T., Saaristo, L., Keto-Tokoi, P., Kostamo, J., Kuuluvainen, J., Kuusinen, M., Ollikainen, M. & Salpa-Salomaa, P. (toim.), Metsän kätköissä - Suomen metsäluonnon monimuotoisuus, s. 48-75. Edita Publishing Oy. Helsinki.
- Kärhä, K. 2012. *Comparison of two stump-lifting heads in final felling Norway spruce stand. Silva Fennica* 46: 625-640.
- Laurén, A. 2008. Impacts of logging residue and stump removal on nitrogen export to a stream: A modelling approach. *Scan. J. For. Res.* 23: 227-235.
- Lehtosalo M., Mäkelä, A. & Valkonen, S. 2010. Regeneration and tree growth dynamics *Picea abies*, *Betula pendula* and *Betula pubescens* in regeneration areas treated with spot mounding in southern Finland. *Scan. J. For. Res.* 25: 213-223.
- Losos, J. B. & Ricklefs, R. E. 2009. *The theory of biogeography revisited*. Princeton University Press.
- Luonnonvarakeskus 2021a. Puun energiakäyttö 2020. Metsähakkeen käyttö lämpö- ja voimalaitoksissa raaka-aineittain. [Puun energiakäyttö 2020 | Luonnonvarakeskus \(luke.fi\)](#) (luettu 10.5.2022).
- Luonnonvarakeskus 2021b. Suomen metsätilastot 2020. [Hakkuukertymä ja puuston poistuma alueittain 2020 | Luonnonvarakeskus \(luke.fi\)](#) (luettu 10.5.2022).
- Luonnonvarakeskus 2021c. Metsävarat. [Metsävarat maakunnittain | Luonnonvarakeskus \(luke.fi\)](#) (luettu 10.5.2022).
- Luoranen, J., Saksa, T., Finér, L. & Tamminen, P. 2007. *Metsämaan muokkausopas*. Gummerus Kirjapaino Oy, Jyväskylä.
- Maa- ja metsätalousministeriö 2019. Kansallinen metsästrategia 2025 -päivitys. Valtioneuvoston periaatepäätös 21.2.2019. Maa- ja metsätalousministeriön julkaisuja 2019:7
- Maa- ja metsätalousministeriö 2021. Metsänhoidon suositukset. [Metsänhoidon suositukset \(metsanhoidonsuosituks.fi\)](#) (luettu 4.5.2021).
- MacArthur, R. H. & Wilson, E. O. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press.

- McCune, B. & Grace, J. B. 2002. *Analysis of Ecological Communities*. MjM Software Design. Glenden Beach, Oregon, USA. 2. painos. 300 s.
- Mace, G. M., Norris, K. & Fitter, A. H. 2002. Biodiversity and ecosystem services: A multilayered relationship. *Trends Eco. Evol.* 27: 19-26.
- Miller, R. E., Scott, W. & Hazard, J. W. 1996. Soil compaction and conifer growth after tractor yarding at three coastal Washington locations. *Can. J. For. Res.* 26: 225-236.
- Mönkkönen, M., Juutinen, A., Mazziotta, A., Miettinen, M., Podkopaev, D., Reunanen, P., Salminen, H. & Tikkanen, O.-P. 2014. Spatially dynamic forest management to sustain biodiversity and economic returns. *J. Env. Manage.* 134: 80-89.
- Niklasson, M. & Granström, A. 2000. Numbers and sizes of fires: long-term spatially explicit fire history in a Swedish boreal landscape. *Ecology* 81: 1484-99.
- Nilsson, M.-C. & Wardle, D. A. 2005. Understory Vegetation as a Forest Ecosystem Driver: Evidence from the Northern Swedish Boreal Forest. *Front. Ecol. Environ.* 3: 421-428.
- Oliver, C. D. 2003. Sustainable Forestry: What Is It? *J. For.* 101: 8-14.
- Palviainen, M. 2005. *Logging residues and ground vegetation in nutrient dynamics of a clear-cut boreal forest*. Dissertations Forestales 2005.
- Palviainen M., Finér L., Laurén A., Mannerkoski H., Piirainen S. & Starr M. 2007. Development of ground vegetation biomass and nutrient pools in a clear-cut disc-plowed boreal forest. *Plant Soil* 297: 43-52.
- Partanen, M. 2015. Kantojen korjuun vaikutukset sammaliin tuoreessa kangasmetsässä. LuK-tutkielma. Jyväskylän yliopisto. Bio- ja ympäristötieteiden laitos.
- Peltzer, D. A., Wardle, D. A., Allison, V. J., Baisden, W. T., Bardgett, R. D., Chadwick, O. A., Condon, L. M., Parfitt, R. L., Porder, S., Richardson, S. J., Turner, B. L., Vitousek, P. M., Walker, L. R. & Walker J. 2010. Understanding ecosystem retrogression. *Ecological monographs* 80: 509-529.
- Pirinen, P., Simola, H., Aalto, J., Kaukoranta, J.-P., Karlsson P. & Ruuhela, R. 2012. *Tilastoja Suomen ilmastosta*. Raportteja 2012:1. Ilmatieteenlaitos, Helsinki. 83 s.
- Prach, K., Rehouňková, K., Lencová, K., Jírová, A., Konvalinková, P., Mudrák, O., Študent, V., Vaněček, Z., Tichý, L., Petřík, P., Šmilauer, P. & Pyšek, P. 2014. Vegetation succession in restoration of disturbed sites in Central Europe: the direction of succession and species richness across 19 seres. *App. Vege. Scien.* 17: 193-200.
- Pykälä, J. 2004. Immediate increase in plant species richness after clear-cutting of boreal herb-rich forests. *App. Vege. Scien.* 7: 29-34.

- Rabinowitsch-Jokinen, R. & Vanha-Majamaa, I. 2010. Immediate effects of logging, mounding and removal of logging residues and stumps on coarse woody debris in managed boreal Norway spruce stands. *Silva Fennica* 44: 51–62.
- Richardson, J., Björheden, R., Hakkila, P., Lowe, A. T. & Smith, C. T. 2002. (toim.) *Bioenergy from Sustainable Forestry: Guiding Principles and Practice*. Kluwer Academic, Dordrecht, he Netherlands.
- Rudolphi, J. & Strengbom, J. 2016. No support for long-term effects of commercial tree stump harvest on understory vegetation. *For. Ecol. Manage.* 371: 84-89.
- Ruokolainen L. & Salo K. 2006. The succession of boreal forest vegetation during ten years after slash-burning in Koli National Park, eastern Finland. *Ann. Bot. Fenn.* 43: 363-378.
- Rydgren, K., Økland, R. H. & Hestmark, G. 2004. Disturbance severity and community resilience in a boreal forest. *Ecology* 85: 1906-1915.
- Sagar R., Singh A. & Singh J. 2008. Differential effect of woody plant canopies on species composition and diversity of ground vegetation: a case study. *Trop. Ecol.* 49: 189-197.
- Saksa, T. 1992. Männyn istutustaimikoiden kehitys muokatuilla uudistusaloilla. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja – The Finnish Forest Research Institute, Research Papers 418, 48.
- Saksa, T. 2012. Regeneration after stump harvesting in southern Finland. *For. Ecol. Manage.* 290: 79-82.
- Salonen, V. 2006. *Kasviekologia. Millaista on luonnonkasvien elämä?* WSOY Oppimateriaalit Oy. Helsinki.
- Sievänen, R., Asikainen, A., Vapaavuori, E. & Ilvesniemi, H. 2012. Suomen metsäenergia- ja hiilivarat ja niiden käyttö ilmastonmuutokseen sopeutumisessa. Teoksessa: Asikainen, A., Ilvesniemi, H., Sievänen, R., Vapaavuori, E. & Muhonen, T. (toim.), *Bioenergia, ilmastonmuutos ja Suomen metsät*. Metlan työraportteja 240.
- Siitonen, J. & Hanski, I. 2004. Metsälajiston ekologia ja monimuotoisuus. Teoksessa: Kuuluvainen, T., Saaristo, L., Keto-Tokoi, P., Kostamo, J., Kuuluvainen, J., Kuusinen, M., Ollikainen, M. & Salpakivi-Salomaa, P. (toim.), *Metsän kätköissä – Suomen metsäluonnon monimuotoisuus*, s. 76-109. Edita Publishing Oy. Helsinki
- Siitonen, J. 2012. Monimuotoisuus. Teoksessa: Asikainen, A., Ilvesniemi, H., Sievänen, R., Vapaavuori, E. & Muhonen, T. (toim.), *Bioenergia, ilmastonmuutos ja Suomen metsät*. Metlan työraportteja 240.
- Strömngren, M., Mjöfors, K., Holmström, B. & Grelle, A. 2012. Soil CO<sub>2</sub> flux during the first years after stump harvesting in two Swedish forest. *Silva Fennica* 46: 67-79.

- Strömghren, M., Egnell, G. & Olsson, B. A. 2013. Carbon stocks in four forest stands in Sweden 25 years after harvesting of slash and stumps. *For. Ecol. Manage.* 290: 59-66.
- Swanson, M. E., Franklin, J. F., Beschta, R. L., Crisafulli, C. M., DellaSala, D. A., Hutto, R. L., Lindenmayer, D. B. & Swanson, F. J. 2011. The forgotten stage of forest succession: early-successional ecosystems on forest sites. *Front. Ecol. Environ.* 9: 117-125.
- Tautenhahn S., Lichstein J.W., Jung M., Kattge J., Bohlman S.A., Heilmeyer H., Prokushkin A., Kahl A. & Wirth C. 2016. Dispersal limitation drives successional pathways in Central Siberian forests under current and intensified fire regimes. *Global Change Biology* 22: 2178-2197.
- Tilman, G.D. 1986. Nitrogen-limited growth in plants from different successional stages. *Ecology* 67: 555-563.
- Tilman, G. D. 1987. Secondary succession and the pattern of plant dominance along experimental nitrogen gradients. *Ecological Monographs* 57: 189-214.
- 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. *For. Ecol. Manage.* 381: 115-124.
- Uotila, A. & Kouki, J. 2005. Understorey vegetation in spruce-dominated forests in eastern Finland and Russian Karelia: Successional patterns after anthropogenic and natural disturbances. *For. Ecol. Manage.* 215: 113-137.
- Uotila, K., Rantala, J., Saksa, T. & Harstela, P. 2010. Effect of soil preparation method on economic result of Norway spruce regeneration chain. *Silva Fennica* 44: 511-524.
- Vanha-Majamaa, I. 2000. Muuttuva lajisto. Teoksessa: Reinikainen, A., Mäkipää, R., Vanha-Majamaa, I. & Hotanen, J. P (toim.), *Kasvit muuttuvassa metsäluonnossa*. Tammi, Helsinki.
- Vanha-Majamaa, I., Shorohova, E., Kushnevskaya, H. & Jalonen, J. 2017. Resilience of understory vegetation after variable retention felling in boreal Norway spruce forests – A ten-year perspective. *For. Ecol. Manage.* 393: 12-28.
- Vasaitis, R., Stenlid, J., Thomsen, I. M., Barklund, P. & Dahlberg, A. 2008. Stump removal to control root rot in forest stands. A literature study. *Silva Fennica* 42: 457-483.
- Vitousek P.M. & Howarth R.W. 1991. Nitrogen limitation on land and in the sea: how can it occur? *Biogeochemistry* 13: 87-115.
- Vítovcová, K., Tichý, L., Řehouňková K. & Prach, K. 2021. Which landscape and abiotic site factors influence vegetation succession across seres at a country scale? *J. Vege. Scien.* 32.

- Walker, L. R. & del Moral, R. 2009. Lessons from primary succession for restoration of severely damaged habitats. *App. Vege. Scien.* 12: 55-67.
- Walmsley, J. D. & Godbold, D. L. 2010. Stump harvesting for bioenergy – a review of the environmental impacts. *Forestry* 83: 117-138.
- Wardle, D. A. 2002. *Communities and Ecosystems: Linking the Aboveground and Belowground Components*. Princeton University Press.
- Wardle, D. A., Walker, L. R. & Bardgett, R. D. 2004. Ecosystem properties and forest decline in contrasting long-term chronosequences. *Science* 305: 509-13.
- Widenfalk, O. & Weslien, J. 2009. Plant species richness in managed boreal forests – Effects of stand succession and thinning. *For. Ecol. Manage.* 257: 1386-1394.
- Whittaker R.H. 1975. *Communities and ecosystems*. Macmillan, New York.
- Zabowski, D., Chambreau, D., Rotramel, N. and Thies, W.G. 2008. Long-term effects of stump removal to control root rot on forest soil bulk density, soil carbon and nitrogen content. *For. Ecol. Manage.* 255: 720-727.
- Zackrisson, O. 1977. Influence of forest fires in the northern Swedish boreal forest. *Oikos* 29: 22-32.
- Östlund, L., Zackrisson, O., and Axelsson, A. L. 1997. The history and transformation of a Scandinavian boreal forest landscape since the 19th century. *Can. J. For. Res.* 27: 1198-1206.

## LIITE 1

Kenttäkerroksen kokonaispeittävyiden (%) ja kasvilajien peittävyyksien (%) keskiarvot sekä lajimäärät tutkimusaloittain. K = laikkumätästys, N = kantojen korjuu, M = hakkaamaton, hakkuukypsä metsä. A - E = tutkimusalat.

	KA	KB	KC	KD	KE	KA	KB	KC	KD	KE	NA	NB	NC	ND	NE	NA	NB	NC	ND	NE	MA	MB	MC	MD	ME
	Ehjä maanpinta					Mineraalimaapinta					Ehjä maanpinta					Mineraalimaapinta					Ehjä maanpinta				
Kokonaispeittävyys (%)	75,8	92,2	82,8	83,2	88,8	48,4	33,0	59,4	28,2	75,6	108,2	98,4	93,4	131,2	98,4	71,4	54,6	73,2	91,9	59,0	48,6	99,4	62,0	59,8	84,8
<i>Carex canescens</i>	0	2	0	0	0	0	0	0	0,01	0	0,2	0	0	0	0	1	0	0	0	4,4	0	0	0	0	0
<i>Carex brunnescens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Carex nigra</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Carex echinata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Juncus filiformis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Juncus effusus</i>	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Calamagrostis arundinacea</i>	0	0,01	0	0	3,6	0	0	0	0	1	2	0	0	0,6	0	0	0	0	0,2	1	0	0	4	0	0
<i>Calamagrostis epigejos</i>	0	1	0	1	1	0	2	4	0	0	0	0	0	13	0	0	1	0	17	0	0	0	0	0	0
<i>Deschampsia flexuosa</i>	38	71	57	52	60	20	14	23	16	24	72	80	57	9	61	40	29	39	8	27	5,6	39,4	16	29	2
<i>Deschampsia cespitosa</i>	1	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Argostis capillaris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11	8	0	0	0	6	1,41	0	0	0	0	0	0
<i>Melica nutans</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,41	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dryopteris carthusiana</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	7
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
<i>Matteuccia struthiopteris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sorbus aucuparia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0,01	0,2	0	0	0,01	0	5	3
<i>Salix phylicifolia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0,8	0	0	2	0	0	0	0	0
<i>Salix aurita</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Salix caprea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0,2	0	0	0	0	0	0
<i>Salix sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,21	0	0	0	0	0
<i>Betula pubescens</i>	0,2	0	0	0	0	0	0	0,2	0	0	1	0	0	0	0	1	5	0	0	1,2	0	0	0	0	0
<i>Betula pendula</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Picea abies</i>	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0,2	0	4	0	0	0	0
<i>Pinus sylvestris</i>	0	0,01	0	0	0	0	0,8	6,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Populus tremula</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Luzula pilosa</i>	0	0,01	0	2,2	0	0	3	0	3,6	1	4	2,6	0	0,2	2	6,2	4,6	0,4	0	2,4	0	1	0	0	0,41
<i>Melampyrum pratense</i>	0	0	0	0	0,8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

	KA	KB	KC	KD	KE	KA	KB	KC	KD	KE	NA	NB	NC	ND	NE	NA	NB	NC	ND	NE	MA	MB	MC	MD	ME
	Ehjä maanpinta					Mineraalimaapinta					Ehjä maanpinta					Mineraalimaapinta					Ehjä maanpinta				
<i>Melampyrum sylvaticum</i>	0	0	0	0	1,01	0	0	0	0	0	0	0	3,2	4,8	0	0	0	0,42	1,4	0	0	3,2	1	3	0,4
<i>Oxalis acetosella</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,01	3,4	0	0	0	0	1	0	0	0,01	0,42	2,02	17
<i>Trientalis europaea</i>	0,6	0	0,2	0	2,6	0	0	0,4	0,8	0,4	1	0	4	7,8	1	0	0	0,2	1,41	0	0	3,8	0,01	1,01	0
<i>Maianthemum bifolium</i>	0	0	0	13	13,4	0	0	0,4	0,61	2,2	9,2	4,4	0,4	15,6	3,2	0	1	0,4	1,4	0	1,01	13	11	4,4	14
<i>Convallaria majalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	3,4	0	0	0	2	0	0
<i>Platanthera bifolia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Geranium sylvaticum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0
<i>Fragaria vesca</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12,2	0	0	0	0	0	0
<i>Rubus idaeus</i>	0	1	0,6	5,61	0,4	0	0	0	0	0	6,4	3,01	0	2	0,6	1,2	0,4	4	3	0	0	0	0	0	0
<i>Rubus saxatilis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7,6	0	0	0	0	8	0	0	0	0	0	0
<i>Potentilla erecta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0,2	0	0	0	0	0	0
<i>Viola riviniana</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
<i>Viola palustris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,41	0	0	0	0	0	0
<i>Alchemilla sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Veronica chamaedrys</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	2,4	0	0	0	0	0	0
<i>Veronica officinalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	4,4	0	0	0	0	0	0
<i>Prunella vulgaris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Stellaria longifolia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,41	0	0	0	0	0	0
<i>Galium boreale</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2	0	0	0	0	0	0
<i>Epilobium angustifolium</i>	2,4	5	4,01	9,4	2,4	0	1,6	1,41	0,2	0	12	6,01	8	0,6	1,2	6	4,8	2,4	3	1	0	0	0	0	0
<i>Rumex acetosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,4	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hypericum maculatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0,6	0	0	0	0	0	0
<i>Leucanthemum vulgare</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Solidago virgaurea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3,6	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
<i>Hieracium umbellatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Vicia sepium</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Vicia cracca</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0	0	0	0	0	0
<i>Vicia sylvatica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Lathyrus pratensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
<i>Campanula persicifolia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Polemonium caeruleum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Vaccinium myrtillus</i>	2	1,21	2	0,01	0	1,41	3	3	0	1	0	2	0,4	2	4,01	2	0	1	0	2,2	33	33	26	13,4	30
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	19,2	5	19	0	0	21	0,01	2,2	2	5	0	0	5,2	2	12	0	0	6,01	2,2	7	5	0,01	0	2	0
<i>Calluna vulgaris</i>	11,4	5	0	0	0,6	6	6,6	16,6	5,01	37	0	0,4	0,2	3,2	0,4	10	6	13	2	8,6	0	0	0,6	0	0
<i>Linnaea borealis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0	8
<i>Lycopodium annotinum</i>	0	0	0	0,01	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lajimäärä (kpl)	9	12	6	8	11	4	9	11	8	10	10	7	11	34	13	11	11	13	34	13	5	11	10	8	10