

Pro Gradu – tutkielma

**Kantojen korjuun vaikutukset änkyrimatojen
(*Enchytraeidae*) yksilömäärään ja kasvillisuuteen**

Hannu Jurkkala



Jyväskylän yliopisto

Bio- ja ympäristötieteiden laitos

Biologia

5.11.2007

JYVÄSKYLÄN YLIOPISTO, Matemaattis-luonnontieteellinen tiedekunta

Bio- ja ympäristötieteiden laitos

Biologian opettajankoulutus

JURKKALA, H. : Kantojen korjuun vaikutukset änkyrimatojen (*Enchytraeidae*) yksilömäärään ja kasvillisuuteen

Pro Gradu – tutkielma: 26 s.

Työn ohjaajat: FT Jari Haimi, FM Saana Kataja-aho

Tarkastajat: FT Jari Haimi, FT Minna-Liisa Rantalainen

Marraskuu 2007

Hakusanat: *Cognettia sphagnetorum*, kannonosto, kantojen korjuu, kasvillisuus, metsänuudistus, rikottu maanpinta, sukkessio, änkyrimadot

TIIVISTELMÄ

Boreaalisen havumetsän maaperä on heterogeeninen ympäristö, jossa elää monimuotoinen eliöstö. Metsänhoidon toimenpiteet vaikuttavat muun muassa maahan päätyvän biomassan määrään, maan rakenteeseen ja maahan pääsevän auringon valon ja sateen määrään. Maaperän hajottajaeliöihin vaikutukset siirtyvät näiden elinympäristön muutosten kautta.

Tutkimuksessani verrattiin kantojen korjuun ja laikkumätästetyksen vaikutuksia änkyrimatojen yksilömäärään, maaperän rikkoutumiseen ja kasvillisuuteen. Kantojen korjuu on verrattain uusi metsätalouden menetelmä, jolla hankitaan hiilidioksidineutraalia energiapuuta ja torjutaan juurikäpää. Menetelmänä ja häiriönä kantojen korjuu näyttää olevan voimaperäisempi kuin esimerkiksi pelkkä avohakkuu, mutta kantojen korjuun vaikutuksia hajottajaeliöihin, metsämaan köyhtymiseen ja metsän kasvuun ei tiedetä.

Tutkimuksen koealat saatiin käyttöön UPM-Kymmene Oyj:n ja Jyväskylän kaupungin mailta, ja ne sijaitsivat Suomen keskiosissa tuoreen kangasmetsän hakkuualoilla. Aineisto kerättiin vuonna 2006, jolloin kantojen korjuusta ja laikkumätästyksestä oli kulunut 1, 2, 4 tai 5 vuotta. Kultakin käsittelyvuodelta oli viisi kantojen korjuualaa ja viisi laikkumätästettyä alaa. Maanäytteet, joista änkyrimadot eroteltiin märkäsappilomenetelmällä, otettiin rikotulta maanpinnalta. Kasvillisuuden peittävyys tutkittiin molempien käsittelyjen rikotulta maanpinnalta sekä lisäksi laikkumätästettyjen alojen ehjältä maanpinnalta.

Erot änkyrimatojen yksilömäärissä ja kasvillisuuden peittävyyksissä laikkumätästettyjen alojen ja kantojen korjuualojen välillä olivat melko pieniä. Nämä erot johtuivat todennäköisesti kantojen korjuualojen suuremmasta rikotun maanpinnan määrästä. Lisäksi kasvillisuuden alkukehitys oli erilaista ehjällä kuin rikotulla maanpinnalla. Syksyllä änkyrimatojen yksilömääriä rajoitti todennäköisesti kuiva kesä. Vaikka erot rikotulla maanpinnalla eivät olleet suuria änkyrimatojen yksilömäärien tai kasvillisuuden suhteen, käsittelyt saattavat silti erota toisistaan erilaisen ehjän ja rikotun maanpinnan suhteen vuoksi. Tulosteni perusteella hakkuualoja olisikin syytä tarkastella ehjän ja rikotun maanpinnan kokonaisuuksina, jotta kantojen korjuun vaikutukset maaperään ymmärrettäisiin paremmin.

UNIVERSITY OF JYVÄSKYLÄ, Faculty of Mathematics and Natural Sciences

Department of Ecological and Environmental Science

Biology

JURKKALA, H.: Effects of stump harvesting on enchytraeids (*Enchytraeidae*) and vegetation

Master of Science Thesis: 26 p.

Supervisors: PhD Jari Haimi, MSc Saana Kataja-aho

Inspectors: PhD Jari Haimi, PhD Minna-Liisa Rantalainen

November 2007

Key Words: *Cognettia sphagnetorum*, enchytraeids, forest management, stump harvesting, stump removal, succession, scarified soil, vegetation

ABSTRACT

Soil in boreal coniferous forests is a heterogenous environment housing very diverse fauna. Forest management affects for example soil structure, and amount of biomass, sunlight and precipitation entering the soil. These effects transfer to soil decomposers as their habitats change.

In this study I compared the effects of stump harvesting and traditional site preparation on numbers of enchytraeids, soil scarification and vegetation. Stump harvesting is a relatively new method in managing forests which is used in order to harvest carbon dioxide neutral biofuel and to reduce the amount of fungal tree disease (*Heterobasidion sp.*). Stump harvesting also appears to be more intensive as a harvesting method and ecological disturbance than for example clear felling. Still, the effects of stump harvesting on decomposers, loss of nutrients and coniferous forest growth are unknown.

The study sites were harvested spruce (*Picea abies*) forests in central Finland and they were property of UPM-Kymmene Corporation and city of Jyväskylä. Sampling for this study was done during the year 2006, 1, 2, 4 or 5 years after the forest management practices had been executed. In this study, five stump harvested areas and five traditional soil preparation areas of each age class were studied. Soil samples were taken from scarified soil (mineral soil exposed) and enchytraeids were extracted by using wet funnel method. The vegetation of scarified soil was studied in all study sites. In addition, the vegetation of untouched humus covered soil was studied in traditional site preparation sites.

The differences between the treatments in the numbers of enchytraeids and vegetation cover were quite small. Most likely these differences were caused by larger scarified soil area in stump harvested areas. Also the succession of vegetation differed between the untouched and scarified soil. The low numbers of enchytraeids in autumn were probably caused by the dry summer. Although the differences in numbers of enchytraeids and vegetation on scarified soil were small, the treatments may still differ from each other because of the significant difference in the amount of untouched soil and scarified soil. According to my study, harvesting areas should be considered as a mosaic of untouched and scarified soil in order to totally understand the effects of the stump harvesting on soil.

Sisältö

1. JOHDANTO	5
2. AINEISTO JA MENETELMÄT	8
2.1. Tutkimusalueen kuvaus	8
2.2. Koeasetelma ja tutkimuksen toteutus	8
2.3. Aineiston analysointi	10
3. TULOKSET	10
3.1. Ehjän ja rikutun maanpinnan osuudet	12
3.2. Änkyrimatojen yksilömäärät	10
3.3. Kasvillisuuden peittävyys rikutulla maanpinnalla	12
3.4. Kasvillisuuden lajimäärän kehitys ja diversiteetti rikutulla maanpinnalla	14
3.5. Ehjän maanpinnan kasvillisuus	16
3.6. Kasvillisuuden ja änkyrimatojen yksilömäärän korrelaatio	17
4. TULOSTEN TARKASTELU	18
4.1. Kantojen korjuun vaikutus änkyrimatojen yksilömäärään	18
4.2. Kantojen korjuun vaikutus kasvillisuuden alkukehitykseen	21
4.3. Lopuksi	22
Kiitokset	23
Kirjallisuus	24

1. JOHDANTO

Metsätaloudesta on tullut merkittävämpi häiriöiden aiheuttaja Fennoskandian boreaalisissa havumetsissä kuin metsäpalot, hyönteistuhot ja muut laajan mittakaavan tuhot (Esseen ym. 1997, Axelsson & Östlund 2001). Vaikka metsiä on käytetty satoja vuosia, vasta metsätalouden tehostuminen 1900-luvulla ja uudet metsän uudistamisen menetelmät, kuten avohakkuu, ovat selvästi vaikuttaneet metsien rakenteen yksipuolistumiseen ja lajien häviämiseen (Rassi ym. 2000). Kuvaavaa nykyisille metsätalouksikäytössä oleville boreaalisille metsille on lahoppuun vähäisyys, puuston tasaikäisyys ja puulajisuhteiden yksipuolisuus (Kouki 1994, Linder & Östlund 1998). Metsätalouden negatiiviset vaikutukset on pyritty ottamaan paremmin huomioon muun muassa pienentämällä avohakkuualoja ja siirtymällä kevyempiin maanmuokkausmenetelmiin (Hallman ym. 1996, Angelstam 1997).

Hakkuuta seuraava maanmuokkaus katsotaan yleensä tarpeelliseksi, sillä tiivis kasvillisuuden pohjakerros ja ravinteita pidättävä paksu humuskerros haittaavat metsänistutusten onnistumista (Prescott ym. 2000). Maanmuokkauksessa maan orgaaninen pintakerros jollakin tapaa rikotaan tai käännetään. Tällainen käsittely luo fysikaaliset olot, jotka kiihdyttävät maaperän biologisia prosesseja. Maanmuokkaus lisää paljastuneen mineraalimaan hajotusaktiivisuutta (Lundmark-Thelin & Johansson 1997), edistää istutettujen taimien kasvua ja parantaa niiden selviytymisen todennäköisyyttä. Suomessa on pääosin siirrytty voimakkaasti maan rakenteeseen vaikuttavasta kyntämisestä ja äestyksestä hellävaraisempaan laikkumätästykseen. Laikkumätästyksessä maanpintaan tehdään mineraalimaan paljastavia kuoppia kääntämällä kunkin kuopan maa mättääksi kuopan viereen. Puun taimet istutetaan näihin mättäisiin.

Suomen energia- ja ilmastopolitiikka tukee toisaalta voimaperäisten menetelmien, kuten kantojen korjuun, yleistymistä. Energiapuun käytön lisäys on yksi ”Kansallisen metsäohjelman 2010” ja ”Uusiutuvien energialähteiden edistämisohjelman” tavoitteista (Koistinen & Äijälä 2005). Energiapuu koostuu päätehakkuista saatavista hakkuutähteistä ja kannoista sekä pienpuusta, jota saadaan metsän harvennuksessa. Energiapuun korjuun menetelmiä on kehitetty määrätietoisesti 1990-luvun puolivälistä alkaen, minkä seurauksena korjuu on tehostunut, yleistynyt ja lisääntynee tulevaisuudessakin voimakkaasti (Koistinen & Äijälä 2005). UPM-Kymmenen toimintaohjeessa keskeisenä energiapuun hankintatapana pidetään kantojen korjuuta, josta kertyvän polttoaineen määrän uskotaan lähivuosina ylittävän hakkuutähteistä saatavan määrän (Halonen 2004).

Kantojen korjuu ei ole ensisijaisesti maanmuokkausmenetelmä, mutta kantojen nosto juurineen maasta rikkoo maan pintakerroksen laajalti. Lisäksi tarvitaan täydentävää maanmuokkausta esimerkiksi laikkumätästämällä. Kantojen korjuulla ja täydentävällä maanmuokkauksella ei saavuteta vastaavan tasoista istutusalausta taimille kuin pelkällä laikkumätästyksellä, sillä kantojen korjuu estää parhaan mahdollisen maanmuokkauksen. Metsänomistajien katsotaan kuitenkin hyötyvän taloudellisesti kantojen korjuusta, sillä se alentaa maanmuokkaus- ja metsänviljelykustannuksia (Halonen 2004, Harstela 2004), ja kerätyistä kannoista on ryhdytty maksamaan korvausta maanomistajalle. Toisaalta suomalaisten kokemusten mukaan vesojen ja etenkin koivun määrä lisääntyy verrattuna tavanomaiseen maanmuokkaukseen, mikä mahdollisesti nostaa taimikon perkauskustannuksia noin 10 – 15 % (Koistinen & Äijälä 2005). Kantojen korjuuta pidetään myös hyvänä menetelmänä uudistettaessa metsiköitä, joissa ei haluta tai voida vaihtaa puulajia, ja joissa

esiintyy männynjuurikäpää (*Heterobasidion annosum*) tai kuusenjuurikäpää (*Heterobasidion parviporum*) (Asikainen 2004, Halonen 2004, Koistinen & Äijälä 2005).

Kantojen korjuualueen metsänhoitotoimenpiteet ovat monimutkainen ekologinen häiriö maaperäeliöstölle, jonka muodostamalla ravintoverkolla on keskeinen rooli metsäekosysteemin eloperäisten aineiden hajotuksessa ja ravinteiden kierrossa (Coleman ym. 2004, Bardgett 2005). Kantojen korjuualueat avohakataan, jonka jälkeen hakkuutähteet ja kannot kerätään sekä maa muokataan. Avohakkuu nostaa maaperään yltävän sadannan määrää ja vähentää haihduntaa, joten seurauksena on maaperän kosteuden lisääntyminen. Lisäksi maaperän lämpötilan vaihtelut lisääntyvät. Aurinkoisina päivinä maaperä lämpenee voimakkaammin hakatuilla kuin hakkaamattomilla alueilla. Sen sijaan öisin ja talvella hakatut alueet ovat viileämpiä (Keenan & Kimmins 1993). Mineraalimaan paljastaminen maanmuokkauksella suurentaa entisestään lämpötilavaihteluja avohakkuualueen maaperässä (Kubin & Kemppainen 1994). Sen sijaan hakkuutähteiden (oksien ja latvuston) jättäminen hakkuualueelle estää säteilyn pääsyä maahan, vähentää lämpötilan vaihteluja ja lisää maaperän kosteutta. Samalla hajottajille on tarjolla enemmän ja monipuolisempaa ravintoa kuin aloilla, joilta hakkuutähteet on kerätty (Siira-Pietikäinen 2002).

Harvasukasmatoihin (*Oligochaeta*) kuuluvat änkyrimadot (*Enchytraeidae*) ovat keskeinen eläinryhmä boreaalisten havumetsien hajotuksessa ja ravinteiden kierrossa (Huhta & Koskeniemi 1975; Huhta ym. 1998; Laakso & Setälä 1999). Änkyrimadot ovat 10–20 mm pituisia matoja, jotka ovat mikrobidetritivoreja eli syövät pääasiassa kuollutta orgaanista ainetta, jossa on runsaasti mikrobeja (Coleman ym. 2004). Alueesta ja abioottisista oloista riippuen niiden tiheydet vaihtelevat 1000 yksilöstä aina 140 000 yksilöön neliometrillä. Runsaimmillaan änkyrimadot ovat happamissa, runsaasti orgaanista ainetta sisältävissä, maaperissä (Coleman ym. 2004). Esimerkiksi änkyrimadolaji *Cognettia sphagnetorum* on hyvin tehokas lisääntymään ja sietää hyvin havumetsämaaperän happamuutta (Nurminen 1967, Lundkvist 1982, Didden 1993). Änkyrimatojen esiintyminen on painottunut maaperän orgaaniseen pintakerrokseen, ja horisontaalisesti ne esiintyvät laikuttain. Tällaisen aggregoituneen jakautumisen taustalla ovat pääsääntöisesti ympäristötekijät, kuten abioottiset olot ja ravinnon saatavuus, ja mahdollisesti myös lisääntyminen (Chalupský & Leps 1985).

Änkyrimatojen populaatiodynamiikkaa säätelee pääosin kosteus- ja lämpöolot, mikä ilmenee esimerkiksi yksilömäärien vuodenaikaisvaihteluina (Abrahamsen 1971, Sulkava ym., 1996, Huhta ym. 1998, Liiri ym. 2001). Borealisissa havumetsissä änkyrimadot ovat runsaimmillaan keväällä ja syksyllä (Nurminen 1967, Didden 1993). Kesän ja talven alhaisemmat populaatiokoot maan pintakerroksissa selittyvät pitkälti kuivuudella ja kylmyydellä, jotka johtavat lisääntyneeseen kuolleisuuteen ja jossain määrin myös aktiiviseen vertikaaliseen liikkumiseen (Nurminen 1967, Didden 1993, 1998). Kesän kosteusolot näyttävät vaikuttavan seuraavan syksyn ja vielä seuraavan keväänkin änkyrimatojen runsauteen (Nurminen 1967).

Cognettia sphagnetorum on boreaalisten havumetsien maaperän tärkeimpiä lajeja, jonka yksilöt muodostavat noin 95 % näiden alueiden änkyrimatojen kokonaismäärästä (Nurminen 1967, Abrahamsen 1971, 1972). *C. sphagnetorum*in vaikutukset hajotustoimintaan, ravinteiden mineralisaatioon ja edelleen primaarituotantoon ovat hyvin merkittäviä. Lajin runsauden on esimerkiksi osoitettu olevan pohjoisissa havumetsissä merkittävämpi tekijä hajotuksen kannalta kuin maaperäeläimistön lajirikkuuden (Setälä ym. 1991, Laakso & Setälä 1999, Setälä 2000).

Metsänhakuissa muodostuu runsaasti änkyrimadoille ja muille maaperän hajottajaeläimille ravinnoksi sopivaa kuollutta orgaanista ainetta. Suurin osa sienijuurisienistä kuolee avohakkuuta seuraavana vuotena (Dahlberg ym. 2001). Sen sijaan kasvien hienajuuret kuolevat vasta muutamien vuosien kuluttua avohakkuusta (Hagerman ym. 1999). Siira-Pietikäinen (2002) on tutkinut maaperän biologisia vasteita erilaisiin metsäkäsittelyihin; miten erilaiset häiriöt vaikuttavat maaperäeläinten laji- ja yksilömääriin sekä hajottajien yhteisörakenteeseen. Avohakkuu lisää änkyrimatojen yksilömäärän noin nelinkertaiseksi verrattuna hakkaamattomaan alueeseen kolmantena vuotena käsittelyn jälkeen (Siira-Pietikäinen ym. 2001a, 2001b). Samansuuntaisia tuloksia ovat saaneet myös muun muassa Huhta ym. (1969), Huhta (1976) ja Lundkvist (1983). Myös hakkuutähteiden jättämisellä on positiivinen vaikutus änkyrimatojen yksilömäärään (Lundkvist 1983). Näissä aiemmissä tutkimuksissa änkyrimatojen yksilömäärien on todettu palautuvan muutaman vuoden kuluttua hakkaamattoman alueen tasolle eli vaikutukset ovat väliaikaisia. Kevyemmillä käsittelyillä, kuten harsintahakkuulla ja pienaukkohakkuulla, ei ole havaittu vastaavan suuruisia vaikutuksia änkyrimatojen yksilömäärään (Siira-Pietikäinen ym. 2001a).

Vaikka monet metsänhoidolliset toimenpiteet muuttavat huomattavasti hakkuualan maisemaa ja oloja, maaperäeliöt, kuten änkyrimadot, selviävät muutoksista varsin hyvin (Setälä ym. 2000, Liiri ym. 2001, Rantalainen ym. 2004a). Siira-Pietikäinen (2002) toteaa hajottajayhteisön olevan hyvin puskuroidu metsänhoidon aiheuttamia muutoksia vastaan. Tosin maanmuokkauksen vaikutuksia on tutkittu lähinnä vain metsänistutusten ja istutustaimien näkökulmasta, jolloin muut organismit ovat jääneet huomiotta. Lisäksi kantojen korjuu on menetelmänä niin nuori ja tutkimaton sekä häiriönä niin monimutkainen, ettei sen vaikutuksia tiedetä. Todennäköisesti hiiltä ja ravinteita poistuu kantojen korjuun myötä enemmän ja sienijuuriverkosto rikkoutuu laajemmin kuin tavallisessa avohakkuussa ja laikkumätästykssä. Lisäksi esimerkiksi kasvillisuuden kehitys saattaa erota perinteisemmistä metsänhoidon menetelmistä. Änkyrimatojen vasteiden tutkiminen kantojen korjuuseen on mielenkiintoista, sillä ne ovat herkkiä kosteus- ja lämpöoloille, ja niillä on keskeinen rooli hajotuksessa.

Tämän tutkimuksen tavoitteena oli tutkia, (1) onko änkyrimatojen yksilömäärissä eroja eri-ikäisten kantojen korjuualueiden ja laikkumätästettyjen alueiden välillä. Tutkimus keskitettiin rikutulle maalle, sillä änkyrimatojen yksilömäärästä oli saatavilla alustavaa tietoa ehjältä maalta, ja keskeisimpiä änkyrimatojen yksilömääriin vaikuttavia käsittelyjen välisiä eroja oletettiin olevan rikkoutuneen maanpinnan määrä eli käsittelyissä paljastuneen mineraalimaan osuus ja rikutun maanpinnan resurssien laadun ja määrän erot. Tätä varten tutkittiin, (2) onko ehjän ja rikutun maanpinnan osuuksissa eroa käsittelyjen välillä. Lisäksi kasvillisuus kartoitettiin kuvaamaan tutkimuksen koealoja yleensä, ja tutkittiin (3) eroavatko kasvillisuuden kehittymisen alkuvaiheet edellä mainittujen käsittelyjen välillä, ja (4) onko kasvillisuuden ja änkyrimatojen esiintymisen välillä korrelaatiota.

2.AINEISTO JA MENETELMÄT

2.1. Tutkimusalueen kuvaus

Tutkimuksen koealat saatiin käyttöön UPM-Kymmene Oyj:n ja Jyväskylän kaupungin mailta tuoreen kangasmetsän (MT-OMT) uudistushakkuualoilta. UPM-Kymmene Oyj vastasi metsänuudistustoimenpiteistä kaikilla koealoilla. Kaikkiaan 40 koealasta 28 sijaitsi Oriveden ja Jämsän alueella Haukilahdessa (61°48'N, 24°47'E) ja yksi Juupajoella (61°52'N, 24°36'E). Loput koealoista olivat Jyväskylässä (62°12'N, 25°40'E) ja Jyväskylän ympäristössä Uraisilla (62°24'N, 25°31'E ja 62°25'N, 25°22'E), Toivakan Haukanmaalla (62°4'N, 25°49'E) ja Petäjavedellä (62°19'N, 25°28'E). Kaikkien koealojen voidaan katsoa kuuluvan Suomen keskiosien havupuuvältaisten metsien melko yhtenäiseen alueeseen, joilla on perinteisesti harjoitettu metsätaloutta. Kaikkia tähän tutkimukseen ehdotettuja uudistushakkuualoja ei kelpuutettu mukaan lähinnä yleisestä linjasta poikkeavan metsänuudistuskäsittelyn vuoksi.

2.2. Koeasetelma ja tutkimuksen toteutus

Tutkimuksen koeasetelma muodostui 40 koealasta, jotka olivat eri-ikäisiä avohakkuualoja, joilta puolilta oli kannot korjattu ja puolet oli laikkumätästetty. Näytteet tutkimusta varten otettiin vuonna 2006, mutta hakkuut ja niitä seuranneet kantojen korjuut ja laikkumätästykset oli tehty vuosina 2001, 2002, 2004 tai 2005. Toistoja tutkimuksessa oli viisi eli kultakin käsittelyvuodelta oli viisi kantojen korjuualaa ja viisi laikkumätästettyä alaa. Tuloksissa ja tulosten tarkastelussa käsittelyajankohta ilmaistaan vuosina käsittelystä (Taulukko 1). Vaikka yksittäisiä koealoja ei siis seurattu viittä vuotta, tulokset kertovat käsittelyjen vaikutuksista viiden vuoden aikana.

Taulukko 1. Tutkimuksen koealojen määrät, ja niiden jakautuminen käsittelyajankohdan ja käsittelyjen mukaan.

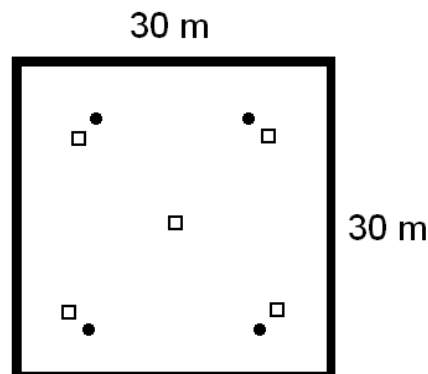
Käsittelyajankohta	Kannot jätetty (laikkumätästys)	Kannot kerätty
2005 = vuosi käsittelystä	5 koealaa	5 koealaa
2004 = 2 vuotta käsittelystä	5 koealaa	5 koealaa
2002 = 4 vuotta käsittelystä	5 koealaa	5 koealaa
2001 = 5 vuotta käsittelystä	5 koealaa	5 koealaa

Käytännössä metsätalouden hakkuualat olivat liian laajoja sellaisenaan tässä tutkittavaksi, joten koealoilta rajattiin pienemmät osa-alat tämän tutkimuksen näytteenottoa varten. Samalla pyrittiin myös rajaamaan pois maaston erikoisuudet, kuten kalliot ja soistuvat alueet. Kasvillisuuskartoitukset ja maaperätutkimukset keskittyivät siis noin 900 m² koealoille (30 m x 30 m), jotka edustivat mahdollisimman hyvin tavallista metsämaata. Koealojen tavoitemuoto oli neliö, jota kuitenkin käytännössä jouduttiin eräin paikoin muuttamaan maaston asettamien rajoitusten takia.

Maaperäeläinten runsaushuiput sijoittuvat ilmastossamme keväälle ja syksyille, joten maanäytteet änkyrimatojen yksilömäärän selvittämiseksi kerättiin keväällä (29.–30.5.2006) ja syksyllä (20.–21.9.2006). Ehjän ja rikutun maanpinnan osuudet arvioitiin kevään maanäytteiden keruun yhteydessä. Jokaiselta koealalta tarkasteltiin 10 m x 10 m aluetta silmämääräisesti, jonka avulla arvioitiin koko koealan ehjän ja rikutun maanpinnan osuudet.

Rikotuksi maanpinnaksi laskettiin koealalta maanpinnan alueet, joissa orgaaninen kerros oli käännetty tai sekoittunut kantojen korjuun vuoksi. Ehjää maanpintaa olivat sen sijaan kantojen korjuussa koskemattomiksi jääneet maanpinnan alueet. Ehjää maanpintaa peitti humuskerros ja rikottua maanpintaa yleensä paljas mineraalimaa. Kasvillisuuskartoitukset tehtiin keskikesällä (5.-6.7.2006), jolloin kasvillisuus oli ehtinyt kehittyä lajimäärityksen kannalta riittävän pitkälle.

Maanäytteet änkyrimatojen erotteluun otettiin rikotulta maanpinnalta eli kivennäismaasta joko kannonnostokohdasta tai laikkumätästetyn alueen kivennäismaalaikusta. Maanäytteitä otettiin kultakin koealalta neljä kappaletta, jolloin näytteitä kertyi kaikkiaan keväällä 160 kpl (4 maanäytettä \times 40 koealaa) ja syksyllä 160 kpl eli yhteensä 320 kappaletta. Näytteet otettiin systemaattisesti valituissa maaston kohdissa, jotta alue tulisi tarkasteltua riittävän kattavasti (Kuva 1). Satunnaistaminen toteutui maastossa valitsemalla systemaattisesti valittua kohtaa lähinnä oleva kannonnostokohta tai laikkumätästyksessä syntynyt laikku. Neljä senttimetriä korkeat näytteet otettiin maasta putkikairalla (25 cm²) omiin pusseihinsa ja säilytettiin kylmäkaapissa (+1 - +3 °C) näytteiden käsittelyyn asti. Jyväskylän yliopiston laboratoriossa änkyrimadot eroteltiin näytteistä märkäsupilomenetelmällä (O'Connor 1962). Veteen erotellut änkyrimadot laskettiin elävinä erottelupäivänä käyttäen osittain apuna stereomikroskooppia. Erottelu ja laskenta tapahtuivat 20–30 näytteen päivävauhdilla keväällä 31.5. – 6.6.2006 ja syksyllä 22. – 29.9.2006.



Kuva 1. Maanäytteiden kairauksen () ja kasvillisuuden näytealojen () sijoittuminen koealoille.

Kasvillisuuskartoituksessa arvioitiin erikseen pohja- ja kenttäkerroksesta kunkin kasvilajin peittävyys. Maaperänäytteiden ottaminen vaikutti kasvillisuuskartoituksessa käytetyn näytealan kokoon, sillä kasvillisuus haluttiin määrittää kohdista, joista maaperänäytteetkin kerättiin. Toisin sanoen laikkumätästettyjen alojen kivennäismaalaikkujen koko rajoitti kasvillisuuskartoituksessa käytettävän näytealan kokoa. Koealojen laikkumätästykseen tutustumisen jälkeen näytealan kooksi valittiin 0,25 m² ja muodoksi neliö (0,5 m \times 0,5 m). Kaikilta koealoilta (40 kpl) tutkittiin rikkoutuneelta maanpinnalta viisi näytealaa, ja lisäksi laikkumätästetyiltä aloilta (20 kpl) tutkittiin ehjältä maanpinnalta viisi näytealaa. Kaikkiaan tutkimukseen kertyi siis 300 näytealaa kasvillisuudesta. Kantojen korjuualojen ehjäksi jääneen maanpinnan kasvillisuuden tarkastelu katsottiin mahdolliseksi käsittelyn voimaperäisyyden vuoksi. Myös kasvillisuuskartoitukset tehtiin alueilta systemaattisesti (Kuva 1). Laikkumätästetyiltä aloilta tutkitut ehjän maan kasvillisuusnäytealat

sijaitivat aivan rikotun maan näytealojen läheisyydessä, joten myös ne sijoittuvat koealoille kutakuinkin kuvan 1 osoittamalla tavalla.

2.3. Aineiston analysointi

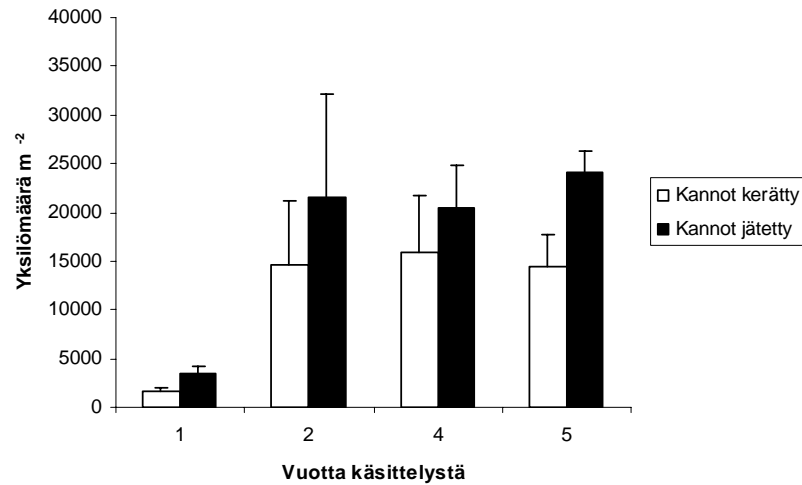
Kutakin tutkimuksen koealaa käsiteltiin riippumattomana yksikkönä, vaikka osa alueista olikin selkeästi lähellä toisiaan. Kasvillisuudesta ja änkyrimatojen yksilömääristä (yksilöä/neliometri) laskettiin koealakohtaiset keskiarvot, joita käytettiin tilastollisissa analyyseissä. Kevään ja syksyn tulokset käsiteltiin erillään. Tulokset on kuvissa esitetty keskiarvoina ja keskiarvon keskivirheinä.

Aineistoa jakoi sekä käsittely (kannot kerätty / jätetty) että käsittelyn ajankohta (vuotta käsittelystä). Kasvillisuudesta aineistoksi saatiin koealakohtaisia eri kasvilajien keskimääräisiä peittävyysosuuksia pohja- ja kenttäkerroksessa. Kasvillisuuden tilastollinen tarkastelu kohdistui siis eri kasvilajien ja kasviryhmien peittävyksien vertailuun, yleisemmin kasvillisuuden kokonaispeittävyteen ja kasvillisuuden kehitykseen vuosien aikana. Lisäksi koealojen kasvillisuudesta laskettiin Shannon-Wienerin diversiteetti-indeksin arvot. Sekä änkyrimatoaineiston että kasvillisuusaineiston tilastollisissa analyyseissä käytettiin pääasiassa kaksisuuntaista varianssianalyysiä ja ei-parametrinen Kruskal-Wallis testiä. Käsittelyjen välisiä eroja yksittäisinä vuosina tarkasteltiin yksisuuntaisella varianssianalyysillä. Rikotun ja ehjän maan osuutta analysoitiin T-testin avulla. Lisäksi Spearmanin korrelaatioanalyysin avulla pyrittiin selvittämään mahdollisia kasvillisuuden ja änkyrimatojen yksilömäärien välisiä yhteyksiä. Aineiston analysoinnissa käytettiin SPSS 12.0 – ohjelmaa.

3. TULOKSET

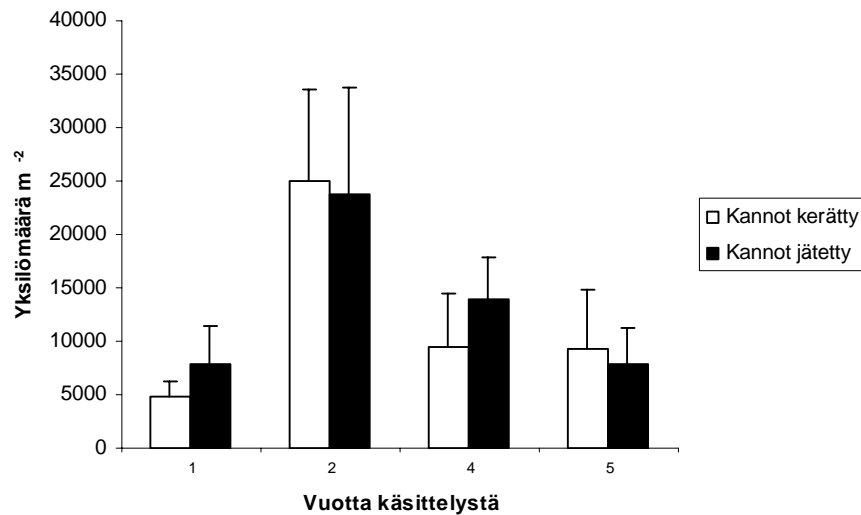
3.1. Änkyrimatojen yksilömäärät

Ensimmäisenä vuotena käsittelyn jälkeen änkyrimatojen yksilömäärät olivat rikotulla maanpinnalla alhaisia. Toisena vuotena käsittelyn jälkeen kevään yksilömäärät kohosivat keskimäärin noin 15000 yksilöön neliometrillä kantojen korjuualoilla ja reiluun 20000 yksilöön neliometrillä laikkumätästetyillä aloilla. Kutakuinkin nämä yksilömäärät säilyivät tutkimuksen tarkastelujakson loppuun asti (Kuva 2). Koko aineistoa tarkasteltaessa änkyrimatojen yksilömäärissä oli eroa käsittelyvuosien välillä (Kruskal-Wallis, $\chi^2=18,94$, $p<0,001$), mutta ei käsittelyjen välillä (Kruskal-Wallis, $\chi^2=1,26$, $p=0,262$). Sen sijaan yksittäisiä vuosia tarkasteltaessa änkyrimatojen yksilömäärät olivat suurempia laikkumätästetyillä aloilla kuin kantojen korjuualoilla vuoden (ANOVA, $F=7,87$, $p=0,023$) ja viiden vuoden kuluttua käsittelyistä (ANOVA, $F=6,08$, $p=0,039$). Eroja käsittelyjen välillä ei ollut kaksi (ANOVA, $F=0,33$, $p=0,584$) ja kolme (ANOVA, $F=0,38$, $p=0,556$) vuotta käsittelyn jälkeen.



Kuva 2. Änkyrimatojen yksilömäärät neliometrillä keväällä 2006 eri vuosina käsitellyillä koealoilla (\bar{x} + S.E).

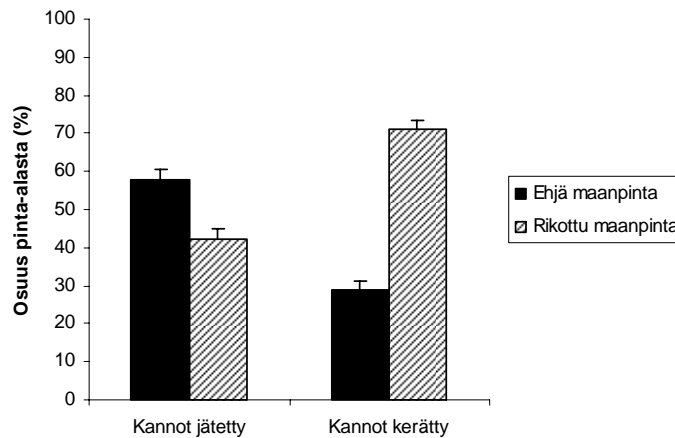
Syksyllä toisena vuotena käsittelyn jälkeen änkyrimatojen keskimääräinen yksilömäärä oli suurimmillaan (Kuva 3). Vaihtelu oli kuitenkin suurta käsittelyjen sisällä eikä änkyrimatojen yksilömäärissä ollut tilastollisesti merkitseviä eroja käsittelyjen (ANOVA, log-muunnos, $F=0,02$, $p=0,902$) tai vuosien (ANOVA, log-muunnos, $F=0,95$, $p=0,427$) välillä. Mitä enemmän änkyrimatoja oli keväällä, sitä enemmän niitä oli myös syksyllä (Spearmanin korrelaatio, $r_s=0,412$, $p=0,008$).



Kuva 3. Änkyrimatojen yksilömäärät neliometrillä syksyllä 2006 eri vuosina käsitellyillä koealoilla (\bar{x} + S.E).

3.2. Ehjän ja rikotun maanpinnan osuudet

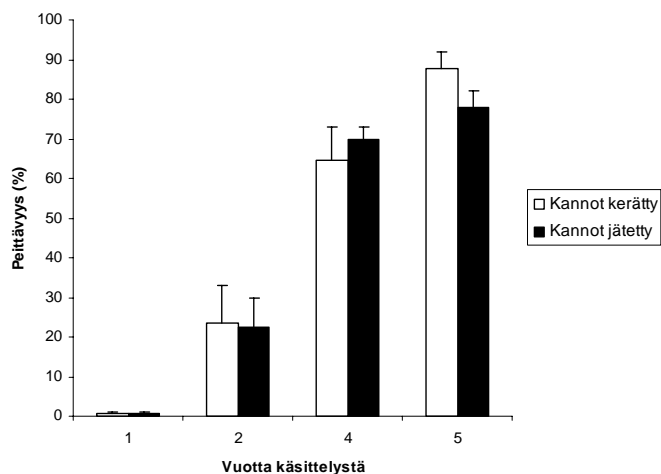
Kantojen korjuualoilla oli enemmän rikottua maata kuin laikkumätästetyillä aloilla (T-testi, $t=8,08$, $df=38$, $p<0,001$). Laikkumätästetyillä aloilla keskimäärin 42 % maanpinnasta oli rikottua, ehjänä oli säilynyt 58 %. Kantojen korjuualoilla sen sijaan rikottua maanpintaa oli keskimäärin 71 % ja ehjää 29 % (Kuva 4).



Kuva 4. Ehjän ja rikotun maanpinnan osuudet koelan kokonaispinta-alasta laikkumätästetyillä aloilla ja kantojen korjuualoilla ($\bar{x} + S.E$).

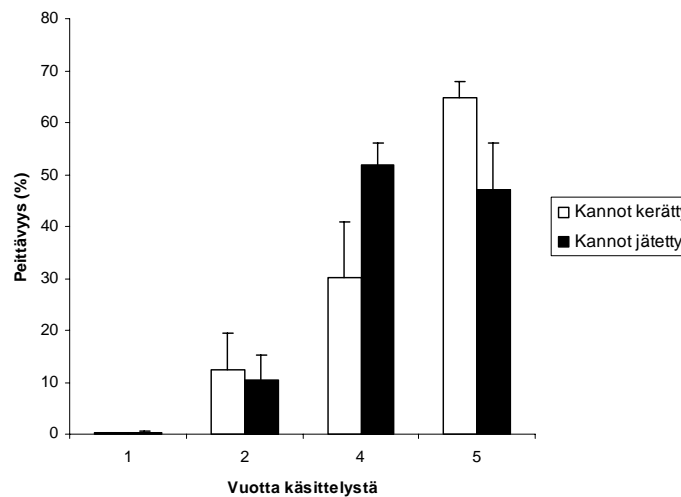
3.3. Kasvillisuuden peittävyys rikotulla maanpinnalla

Kasvillisuuden pohja- ja kenttäkerros peittivät yhteensä alle prosentin koalojen rikotun maan pinta-alasta vuoden kuluttua käsittelystä. Kasvillisuuden peittävyys lisääntyi joka vuosi saavuttaen viidentenä vuotena hakkuun jälkeen kantojen korjuualoilla keskimäärin 88 % peittävyyden ja laikkumätästetyillä aloilla 78 % peittävyyden (Kuva 5). Vaikka vuosien välillä oli eroa (Kruskal-Wallis, $\chi^2=33,60$, $p<0,001$), käsittelyjen välillä eroja ei ollut (Kruskal-Wallis, $\chi^2=0,06$, $p=0,808$).



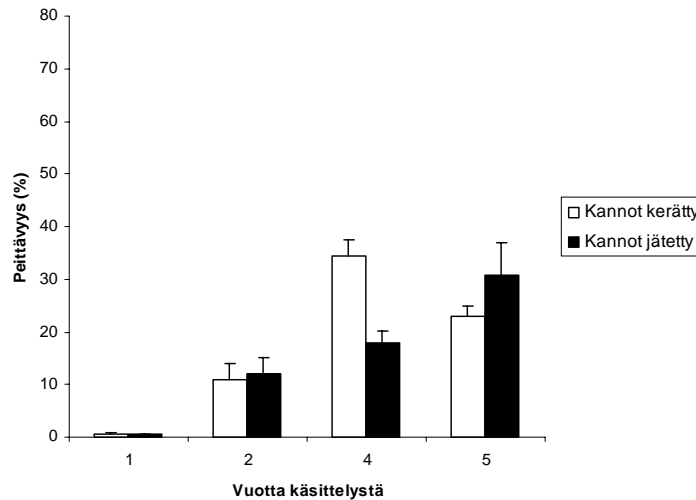
Kuva 5. Kasvillisuuden kokonaispeittävydet rikutulla maanpinnalla kesällä 2006 eri vuosina käsitellyillä koealoilla ($\bar{x} + S.E$).

Vuoden kuluttua käsittelystä sekä pohjakerroksen (Kuva 6) että kenttäkerroksen (Kuva 7) kasvillisuuden peittävyys oli hyvin niukkaa molemmissa käsittelyissä, joten koealojen rikottu maanpinta oli vielä hyvin paljasta mineraalimaata. Pohjakerroksen peittävyys kasvoi ajan myötä (Kruskal-Wallis, $\chi^2=30,52$, $p<0,001$), ja viiden vuoden kuluttua käsittelystä se oli kantojen korjuualoilla noin 65 %. Laikkumätästetyillä aloilla pohjakerroksen kasvillisuus saavutti keskimäärin 52 % peittävyyden jo neljän vuoden kuluttua käsittelystä, mistä peittävyys ei enää kasvanut. Käsittelyjen välillä tilastollisesti merkitseviä eroja ei ollut (Kruskal-Wallis, $\chi^2=0,04$, $p=0,849$). Karhunsammalten (*Polythricum sp.*) osuus pohjakerroksen peittävydestä oli selvästi suurin kaikilla koealoilla lukuun ottamatta muutamaa koealaa, jotka oli käsitelty vuotta ennen tutkimusta, ja jotka olivat kasvillisuudeltaan muutenkin hyvin niukkoja.



Kuva 6. Pohjakerroksen kasvillisuuden peittävydet rikutulla maanpinnalla kesällä 2006 eri vuosina käsitellyillä koealoilla ($\bar{x} + S.E$).

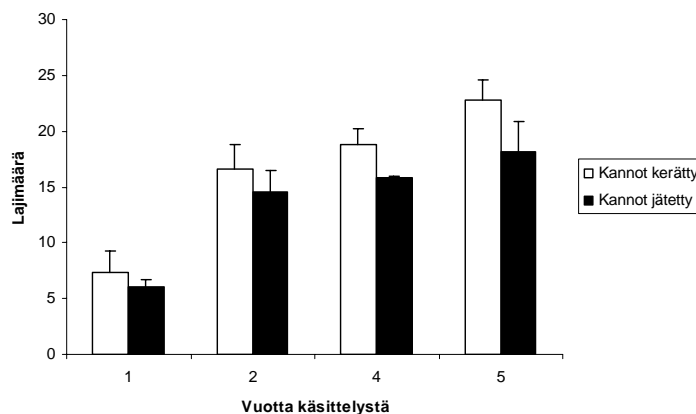
Kenttäkerroksen kasvillisuuden peittävyys lisääntyi vuosien kuluessa (Kruskal-Wallis, $\chi^2=30,42$, $p<0,001$) samansuuntaisesti kuin pohjakerroksenkin (Kuva 7). Kenttäkerroksen peittävyyksissä ei ollut eroa käsittelyjen välillä (Kruskal-Wallis, $\chi^2=0,71$, $p=0,401$) paitsi neljän vuoden kuluttua käsittelystä (ANOVA, $F= 24,103$, $p=0,001$). Kantojen korjuualoilla peittävyyden huippu, 34 %, ajoittui neljän vuoden päähän käsittelystä, jolloin laikkumätästettyjen alojen kenttäkerros peitti vasta noin 18 % kokonaispinta-alasta. Laikkumätästetyillä aloilla sen sijaan suurin kenttäkerroksen peittävyys oli viiden vuoden kuluttua käsittelystä, 31 %.



Kuva 7. Kenttäkerroksen kasvillisuuden peittävyudet rikutulla maanpinnalla kesällä 2006 eri vuosina käsitellyillä koealoilla ($\bar{x} + S.E$).

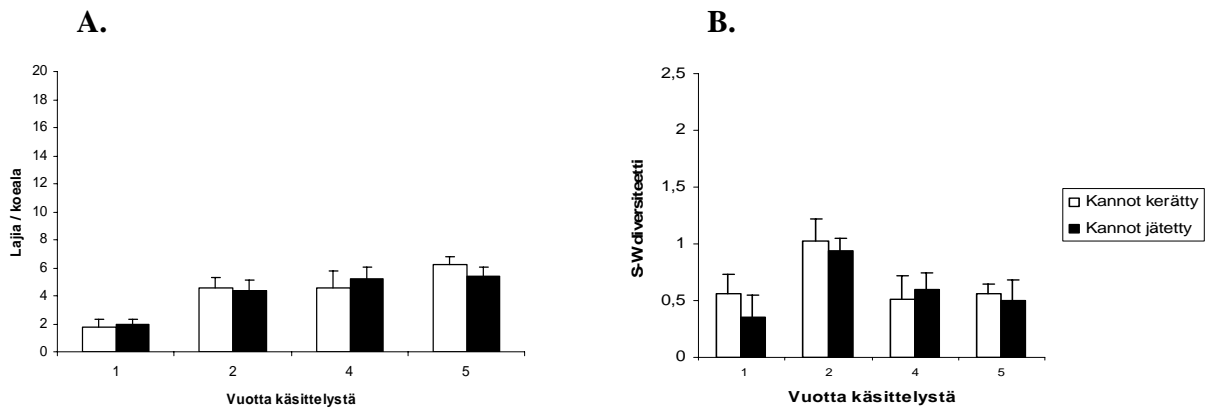
3.4. Kasvillisuuden lajimäärän kehitys ja diversiteetti rikutulla maanpinnalla

Kuten kasvillisuuden peittävyys, myös kasvilajien määrä lisääntyi ajan myötä (ANOVA, $F=22,77$, $p<0,001$) (Kuva 8). Rikutulta maalta määritettiin yhteensä 58 kasvilajia, joista 46 kuului kenttäkerrokseen ja 12 pohjakerrokseen. Kokonaisuudessaan kasvillisuuden lajimäärä oli suurempi kantojen korjuualoilla kuin laikkumätästetyillä aloilla (ANOVA, $F=4,93$, $p=0,034$), vaikka yksittäisiä vuosia tarkasteltaessa ei merkitseviä eroja ollutkaan. Suurimmillaan kasvilajien määrä oli keskimäärin 23 kantojen korjuualoilla ja 18 laikkumätästetyillä aloilla viiden vuoden kuluttua käsittelystä.



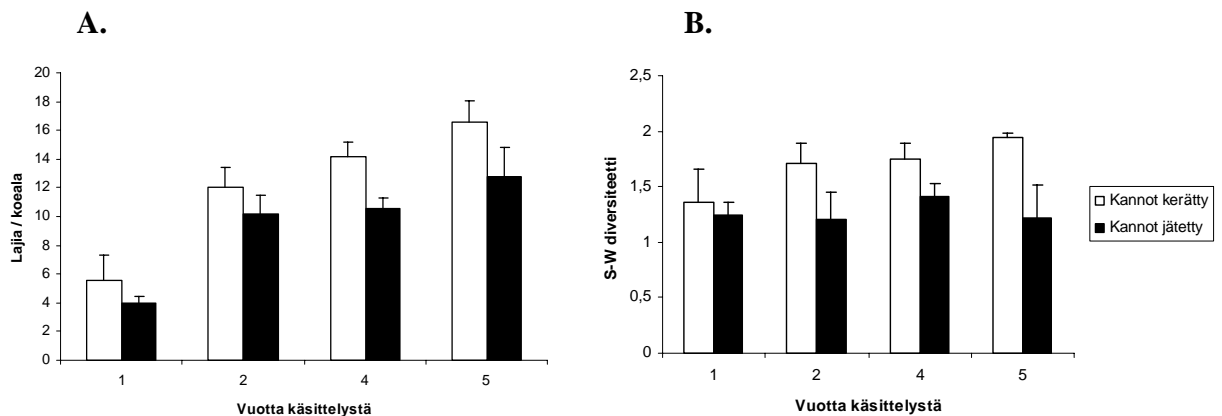
Kuva 8. Kasvillisuuden lajimäärät rikutulla maanpinnalla kesällä 2006 eri vuosina käsitellyillä koealoilla ($\bar{x} + S.E$).

Kasvilajien määrä pohjakerroksessa lisääntyi nopeasti ensimmäisen vuoden noin kahdesta lajista viiteen (Kuva 9A). Shannon-Wienerin diversiteetti-indeksi, joka lajimäärän lisäksi ottaa huomioon lajien peittävyudet, oli suurimmillaan kaksi vuotta käsittelyn jälkeen (kuva 9B). Käsittelyjen välillä ei diversiteetissä eroja ollut (ANOVA, $F=0,31$, $p=0,581$).



Kuva 9. Kasvillisuuden pohjakerroksen lajimäärä (A) ja diversiteetti (B) rikutulla maanpinnalla kesällä 2006 eri vuosina käsitellyillä koealoilla ($\bar{x} + S.E$).

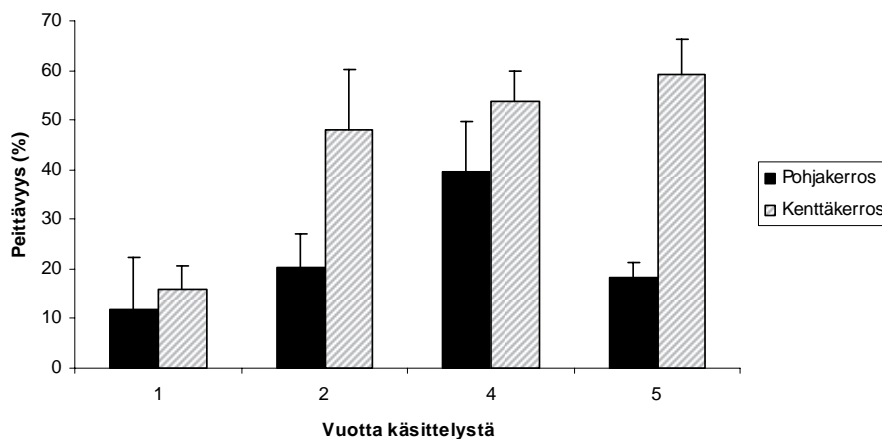
Rikotun maanpinnan kenttäkerroksen lajimäärä kasvoi ajan myötä (ANOVA, $F=20,23$, $p<0,001$). Lisäksi kantojen korjuualoilla kenttäkerroksen lajimäärä (ANOVA, $F= 8,21$, $p=0,007$) ja diversiteetti (Kruskal-Wallis, $\chi^2=8,69$, $p=0,003$) olivat suurempia kuin laikkumätästetyillä aloilla (Kuvat 10A ja 10B). Yksittäisiä vuosia tarkasteltaessa eroa käsittelyjen välillä oli kenttäkerroksen lajimäärässä neljä vuotta käsittelystä (ANOVA, $F= 9,26$, $p=0,016$), jolloin kantojen korjuualoilla oli suurempi lajimäärä.



Kuva 10. Kasvillisuuden kenttäkerroksen lajimäärä (A) ja diversiteetti (B) rikutulla maanpinnalla kesällä 2006 eri vuosina käsitellyillä koealoilla ($\bar{x} + S.E$).

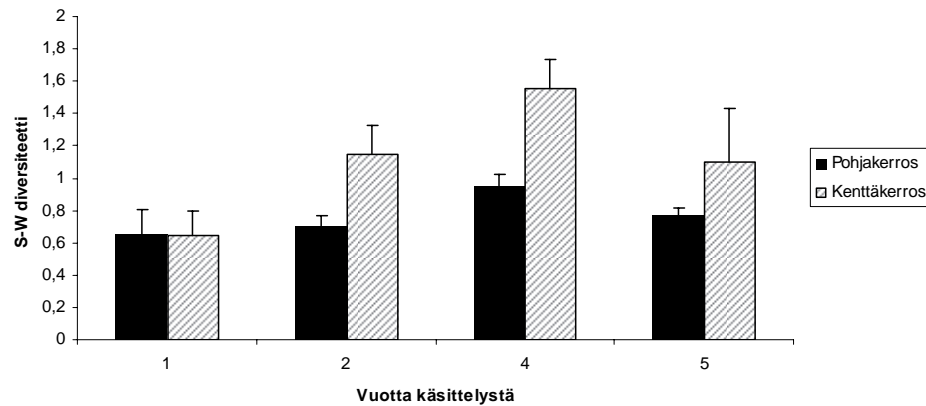
3.5. Ehjän maanpinnan kasvillisuus

Ehjän maanpinnan kasvillisuus tutkittiin ainoastaan laikkumätästetyiltä koaloilta. Yhteensä kasvilajeja kartoitettiin ehjältä maanpinnalta 46, joista 10 oli pohjakerroksen ja 36 kenttäkerroksen lajeja. Etenkin ensimmäisenä vuotena käsittelyn jälkeen pohjakerroksen kasvillisuus oli hyvin kituliasta. Maanpintaa peitti suurelta osin ruskea, kuolleiden sammalten patja. Pohjakerroksen peittävyys lisääntyi ensimmäisistä vuosista käsittelyn jälkeen keskimäärin noin 40 prosenttiin, kunnes viidentenä vuotena käsittelyn jälkeen peittävyys laski alle 19 prosenttiin (Kuva 11). Kenttäkerroksen peittävyys sen sijaan lisääntyi saavuttaen viidentenä käsittelyn jälkeisenä vuotena keskimäärin 59 % peittävyyden. Pohjakerroksessa suurimmat peittävyydet olivat seinäsammalella (*Pleurozium schreberi*) ja kynsisammalilla (*Dicranum sp.*). Kenttäkerroksessa merkittävin kasvilaji oli metsälauha (*Deschampsia flexuosa*), jonka keskimääräinen peittävyys lisääntyi ensimmäisen vuoden vajaasta 10 prosentista lopulta yli 35 prosenttiin. Metsälauhaa oli enemmän laikkumätästettyjen alojen ehjällä maanpinnalla kuin rikotulla maanpinnalla (Kruskal-Wallis, $\chi^2=7,59$, $p=0,006$). Lisäksi ehjällä maanpinnalla oli paikoin mustikkaa (*Vaccinium myrtillus*) ja maitohorsmaa (*Epilobium angustifolium*) runsaimmillaan yli 10 % ja vadelmaa (*Rubus idaeus*) 20 %.



Kuva 11. Kasvillisuuden peittävyys laikkumätästettyjen alojen ehjällä maanpinnalla pohja- ja kenttäkerroksessa kesällä 2006 eri vuosina käsitellyillä koaloilla (\bar{x} + S.E).

Kenttäkerroksen lajimäärä kasvoi ensimmäisen vuoden runsaasta viidestä lajista keskimäärin 11 kasvilajiin neljäntenä vuotena käsittelyn jälkeen. Tästä lajimäärä ei enää lisääntynyt. Samoin pohja- ja kenttäkerroksen diversiteetti olivat suurimmillaan neljäntenä vuotena käsittelyn jälkeen (Kuva 12).



Kuva 12. Kasvillisuuden diversiteetti ehjällä maanpinnalla kesällä 2006 eri vuosina käsitellyillä koealoilla ($\bar{x} + S.E.$).

3.6. Kasvillisuuden ja änkyrimatojen yksilömäärän korrelaatio

Keväällä änkyrimatojen yksilömäärä maaperässä oli sitä suurempi mitä suurempi pohja- ja kenttäkerroksen kasvillisuuden peittävyys oli (Taulukko 2). Lisäksi koivujen (*Betula pendula*, *Betula pubescens*) ja vadelman positiivinen korrelaatio änkyrimatojen yksilömäärän kanssa oli kutakuinkin yhtä suuri molemmissa käsittelyissä keväällä (Taulukot 2 ja 3). Sen sijaan metsälauhan ja yleensä heinien kokonaispeittävydet korreloivat positiivisesti änkyrimatojen kevään runsauden kanssa ainoastaan laikkumätästetyillä aloilla. Kanervan (*Calluna vulgaris*) peittävyys sen sijaan korreloi positiivisesti kevään änkyrimatojen yksilömäärän kanssa kantojen korjuualoilla, mutta ei laikkumätästetyillä aloilla. Syksyllä pohja- ja kenttäkerroksen kasvillisuuden peittävyksien ja änkyrimatojen yksilömäärän välillä ei ollut korrelaatiota. Ainoastaan koivun runsaus laikkumätästetyillä aloilla korreloi positiivisesti änkyrimatojen yksilömäärän kanssa.

Taulukko 2. Änkyrimatojen kevään ja syksyn yksilömäärien korrelaatiot kasvillisuuden peittävyksien kanssa laikkumätästetyillä aloilla ($n=20$, r_s =Spearmanin järjestyskorrelaatiokerroin).

	Änkyrimadot kevät		Änkyrimadot syksy	
	r_s	P	r_s	P
Pohjakerros	0,601	0,005	0,236	0,316
Kenttäkerros	0,630	0,003	0,197	0,405
Maitohorsma	0,315	0,175	0,157	0,509
Kanerva	0,165	0,488	-0,105	0,658
Metsälauha	0,730	<0,001	0,181	0,446
Heinät	0,739	<0,001	0,212	0,369
Koivu	0,636	0,003	0,566	0,009
Vadelma	0,511	0,021	0,384	0,095

Taulukko 3. Änkyrimatojen kevään ja syksyn yksilömäärien korrelaatiot kasvillisuuden peittävyysien kanssa kantojen korjuualoilla (n=20, r_s = Spearmanin järjestyskorrelaatiokerroin).

	Änkyrimadot kevät		Änkyrimadot syksy	
	r_s	P	r_s	P
Pohjakerros	0,658	0,002	0,161	0,498
Kenttäkerros	0,554	0,011	0,161	0,668
Maitohorsma	0,401	0,080	-0,030	0,899
Kanerva	0,675	0,001	0,110	0,645
Metsälauha	0,172	0,469	-0,125	0,600
Heinät	0,222	0,347	-0,148	0,534
Koivu	0,654	0,002	-0,009	0,969
Vadelma	0,560	0,010	0,021	0,929

Koko aineistoa tarkasteltaessa oli havaittavissa yleinen kasvillisuuden peittävyiden ja änkyrimatojen yksilömäärän välinen yhteys keväällä (Taulukko 4). Pohja- ja kenttäkerroksen peittävyiden lisäksi yksittäisistä lajeista etenkin koivun peittävyys on positiivisesti yhteydessä änkyrimatojen yksilömääriin. Syksyllä kasvillisuuden peittävyys ei korreloinut änkyrimatojen yksilömäärien kanssa.

Taulukko 4. Änkyrimatojen kevään ja syksyn yksilömäärien korrelaatiot kasvillisuuden peittävyysien kanssa (n=40, r_s = Spearmanin järjestyskorrelaatiokerroin).

	Änkyrimadot kevät		Änkyrimadot syksy	
	r_s	P	r_s	P
Pohjakerros	0,661	<0,001	0,246	0,126
Kenttäkerros	0,597	<0,001	0,067	0,681
Maitohorsma	0,328	0,039	0,074	0,650
Kanerva	0,385	0,014	-0,011	0,948
Metsälauha	0,497	0,001	0,087	0,594
Heinät	0,494	0,001	0,072	0,657
Koivu	0,672	<0,001	0,287	0,073
Vadelma	0,530	<0,001	0,229	0,154

4. TULOSTEN TARKASTELU

4.1. Kantojen korjuun vaikutus änkyrimatojen yksilömäärään

Änkyrimatojen yksilömäärissä ei ollut suuria eroja kantojen korjuualojen ja laikkumätästettyjen alojen välillä, joten häiriöinä käsitellyt olivat änkyrimadoille melko samankaltaisia rikotun maanpinnan osalta. Keväällä kantojen korjuualoilla oli kuitenkin pienempi änkyrimatojen yksilömäärä kuin laikkumätästetyillä aloilla ensimmäisenä ja viidentenä vuotena käsittelyn jälkeen. Huomattavin ero käsittelyjen välillä oli rikotun maanpinnan määrässä. Kantojen korjuualoilla sitä oli noin 1,7 kertaa enemmän kuin laikkumätästetyillä aloilla. Tulos saa tukea aiemmista käytännön kokemuksista, joiden mukaan rikottua maanpintaa syntyy kantojen korjuussa tarpeettoman paljon (Koistinen & Äijälä 2005). Myös Kardell (1992) totesi kantojen korjuun vaurioittavan maanpintaa voimakkaasti. Tämä on pyritty ottamaan huomioon laatimalla toimintaohjeet, jotka

kannustavat jättämään hakkuualalle osan kannoista (Halonen 2004, Äijälä ym. 2005) ja mahdollisuuksien mukaan ehjää humusta yli 40 % kantojen korjuualan pinta-alasta (Halonen 2004). Tutkimillani kantojen korjuualoilla käsittely oli varsin tasalaatuista, mutta vain 28 % ehjästä maanpinnasta oli säästynyt. Kanadan Brittiläisessä Kolumbiassa tehdyssä tutkimuksessa häiriötöntä maata oli kantojen korjuussa säästynyt 1-25 % (Hope 2007), mutta puulajien, ilmaston ja käsittelyn erilaisuuden vuoksi tulosta ei voi suoraan verrata tämän tutkimuksen tuloksiin. Rikottu maanpinta on alttiimpi lämpötilan ja kosteuden muutoksille (Kubin & Kempainen 1994), joten niistä ja mekaanisen häiriön laadusta ja laajuudesta aiheutuvat muutokset ovat todennäköisesti voimakkaampia kantojen korjuualoilla kuin laikkumätästetyillä aloilla.

Lämpötilan ja kosteuden vaihtelut ovat suurimmillaan ensimmäisinä vuosina käsittelyjen jälkeen, koska kasvillisuuden kehitys vaatii aikaa, ja paljaan mineraalimaan osuus on suurimmillaan. Lämpötila ja kosteus ovat myös keskeiset abioottiset tekijät änkyrimatojen selviytymisen ja yksilömäärän kannalta (Nurminen 1967, Huhta ym. 1998, Liiri ym. 2001). Kuivuus tai kylmyys on saattanut olla voimakkaampaa kantojen korjuualoilla kuin laikkumätästetyillä aloilla laajemman maanpinnan rikkoutumisen vuoksi, mikä on edelleen voinut vaikuttaa änkyrimatojen yksilömääriin. Talvi näytti olleen kriittinen vuodenaika änkyrimatojen kannalta, jonka aikana änkyrimatojen yksilömääriin tuli joitakin eroja käsittelyjen välille. Toisaalta kesän aikana erot tasaantuivat niin, että syksyn tuloksissa ei eroja enää ollut. Roudan pakeneminen kaivautumalla saattaa olla vaikeampaa änkyrimadoille mineraalimaassa kuin orgaanisessa kerroksessa.

Änkyrimatojen yksilömääriin saattoi ensimmäisinä vuosina hakkuun jälkeen vaikuttaa myös käsittelyissä syntyneiden rikutun maanpinnan laikkujen koko. Suurin osa änkyrimadoista elää maaperän orgaanisessa humuskerroksessa (Nurminen 1967, Lundkvist 1982), joka poistetaan maanmuokkauksessa ja kantojen korjuussa, joten änkyrimatojen on levittäydettävä rikutulle alueelle ehjältä maanpinnalta. Kantojen korjuun seurauksena alalle jäävät rikutun maanpinnan laikut näyttävät olevan suurempia kuin laikkumätästettyjen alojen rikutut laikut. Änkyrimatojen levittäytyminen näille kantojen korjuualojen suurille rikutun maanpinnan laikuille on todennäköisesti hitaampaa kuin laikkumätästyksessä syntyville pienemmille laikuille.

Keskisuomalaisessa havumetsässä on änkyrimatoja tavallisesti runsaat 10000 yksilöä neliömetrillä (Huhta ym. 1967). Änkyrimatojen yksilömäärä kasvaa voimakkaasti muutaman vuoden kuluttua kuusimetsän avohakkuusta, mitä seuraa yksilömäärien lasku takaisin hakkaamattoman alueen tasolle (Huhta ym. 1967, 1969, Huhta 1976, Siira-Pietikäinen ym. 2001a). Edellä mainittujen tutkimusten tapaan änkyrimatojen runsastumista ei tässä kuitenkaan voida suoraan verrata vastaavan alueen hakkaamattoman metsän änkyrimatojen yksilömääriin, sillä näytteet otettiin pelkästään hakatuilta aloilta. Toisaalta tässä tutkimuksessa oltiin erityisesti kiinnostuneita rikutun maanpinnan ilmiöistä, kun taas edelliset tutkimukset ovat tarkastelleet ehjää maanpintaa. Avohakkuun vaikutuksia änkyrimatojen yksilömäärään on selitetty resurssien eli lähinnä ravinnoksi sopivan kuolleen orgaanisen aineen määrän lisääntymisellä (Huhta ym. 1967, 1969, Huhta 1976). Siira-Pietikäisen (2001b) mukaan hajottajayhteisön muutokset selittyvät pääosin sillä, että sienijuuriverkoston rikkoutuminen tyrehdyttää energiavirran maan päältä maaperään, ja kuolleen orgaanisen aineen määrä ja maaperän kosteus lisääntyvät.

Kantojen korjuun voisi olettaa rikkovan laajemmin sienijuuriverkostoa, nopeuttavan hienojuurten kuolemista ja samalla nopeuttavan änkyrimadoille sopivan ravinnon muodostumista. Tämän seurauksena myös änkyrimatojen runsaushuippu saattaisi aikaistua. Tutkimuksessa ei kuitenkaan havaittu tällaista. Itse asiassa minkäänlaista änkyrimatojen runsastumishuippua ei tutkitun viiden vuoden aikana ilmennyt kantojen korjuualoilla tai laikkumätästetyillä aloilla, vaan änkyrimatojen yksilömäärät kohosivat jonkin verran keväällä toisena vuotena käsittelyn jälkeen ja säilyttivät tasonsa nousematta tai laskematta. Syksyllä yksilömäärissä ei ilmennyt lainkaan vuosien välistä eroa. Kuolleen orgaanisen aineen vaikutus änkyrimatojen yksilömäärään ei välttämättä olekaan tässä tutkimuksessa yhtä voimakas kuin edellä mainituissa tutkimuksissa, sillä änkyrimadoille keskeinen osa avohakkuun jälkeistä resurssia ovat hakkuutähteet (Lundkvist 1983), jotka oli kerätty pois tutkimukseni hakkuualoilta. Toisaalta änkyrimatojen runsaushuipun puuttuminen sekä kantojen korjuualoilta että laikkumätästetyiltä aloilta saattaa selittyä sillä, että änkyrimatojen yksilömäärät kehittyvät mahdollisesti eri tavoin rikutulla kuin ehjällä maanpinnalla. Tarkasteltaessa hakkuualoja ehjän ja rikutun maan kokonaisuuksina tämä tarkoittaa myös änkyrimatojen yksilömäärien erilaista kehitystä kantojen korjuualoilla ja laikkumätästetyillä aloilla toisistaan poikkeavan rikutun ja ehjän maapinnan määrän vuoksi. Koska maaperän ravintoverkkojen ajatellaan pääosin olevan resurssien säätelemä, ja änkyrimadot muodostavat merkittävän osan havumetsämaan biomassasta (Huhta & Koskenniemi 1975, Huhta ym. 1998, Laakso & Setälä 1999), vaikutukset saattavat siirtyä myös ylemmille trofiatasoille. Vastavuoroisistakin suhteista, joissa myös kuluttaja jossain määrin vaikuttaa resurssiensa määrään, on viitteitä (Bengtsson ym. 1998). Joka tapauksessa muutokset änkyrimatojen määrissä ovat merkittäviä änkyrimatojen keskeisen roolin vuoksi boreaalisissa havumetsissä (Setälä ym. 1991, Laakso & Setälä 1999, Setälä 2000, Rantalainen ym. 2004b).

Änkyrimatojen yksilömäärät vähenivät hieman kesän aikana. Vuotta aiemmin osittain samojen koealojen ehjää maanpintaa tutkittaessa änkyrimatojen yksilömäärät kasvoivat syksyksi koealasta riippuen jopa 100000 yksilöllä neliometriä kohden (Saari 2007). Myös Nurminen (1967) toteaa änkyrimatojen yksilömäärän olevan runsaimmillaan syksyisin. Mielenkiintoista oli myös se, että keväällä havaittu änkyrimatojen yksilömäärän positiivinen korrelaatio muun muassa pohja- ja kenttäkerroksen kasvillisuuden peittävyuden ja yksittäisten kasvilajien peittävyysien välillä poistui kesän aikana. Kesällä tapahtuneet muutokset eivät selity käsittelyjen erilaisuudella, sillä vaikutus oli hyvin samanlainen sekä kantojen korjuualoilla että laikkumätästetyillä aloilla. Syksyn änkyrimatojen yksilömäärään ovatkin todennäköisesti vaikuttaneet ensisijaisesti jotkin abioottiset tekijät. Nurmisen (1967) mukaan vuosien väliset erot ja runsaushuippujen puuttumiset selittyvät pääosin sääoloilla. Esimerkiksi kuiva kesä vähentää änkyrimatojen yksilömääriä syksyllä ja vielä seuraavana keväänäkin. Kaikki näytteet haettiin vuonna 2006, jonka kesäkuussa satoi Keski-Suomessa 50–75 % (Ilmatieteenlaitos 2007a) ja heinäkuussa vain 25–50 % (Ilmatieteenlaitos 2007b) vastaavien kuukausien keskimääräisistä sademääristä. Yli 40 vuoden tilastossa kesä (1.6.–31.8.2006) olikin historian kuivin suuressa osassa Suomea (Ilmatieteenlaitos 2007c). Mineraalimaassa änkyrimadot ovat todennäköisesti vielä alttiimpia kuivuudelle kuin orgaanisessa maassa. Kesän pitkä lämmin ja kuiva jakso on todennäköisesti lisännyt änkyrimatojen kuolleisuutta, vähentänyt lisääntymistä ja siten rajoittanut änkyrimatojen yksilömääriä.

Cognettia sphagnetorum pystyy jossain määrin kaivautumaan syvemmälle pakoon epäsuotuisia oloja (Lundkvist 1982, Uhía & Briones 2002), mutta laji on hyvin hidas liikkumaan (Sjögren ym. 1995, Salminen & Sulkava 1996) ja herkkä kuivuudelle

(Abrahamsen 1971, Sulkava ym., 1996). Kuivissa ja kuivahkoissa oloissa myös mikroniveljalkaiset pystyvät kilpailulla rajoittamaan änkyrimatojen yksilömääriä (Sulkava ym. 1996, Huhta ym. 1998). Erot änkyrimatojen yksilömäärissä olisivat saattaneet olla suurempia kosteamman kesän jälkeen. Nyt mahdolliset erot peittyivät suureen käsittelyjen sisäiseen vaihteluun. Toisaalta esimerkiksi sääoloista johtuvaa yksilömäärien vuosittaista vaihtelua ei aineistossa ollut, koska kaikki näytteet kerättiin samana kesänä.

4.2. Kantojen korjuun vaikutus kasvillisuuden alkukehitykseen

Metsänhakkuun vaikutukset pohjakerroksen kasvillisuuteen perustuvat maanmuokkauksen ja metsäkoneiden mekaaniseen maaperän rikkomiseen, maan vesi- ja lämpötalouden muutoksiin sekä hakutähteiden ja lisääntyneen auringon säteilyn vaikutuksiin (Brosofske ym. 1997). Jalonen & Vanha-Majamaa (2001) tutkivat eri hakkuumenetelmien lyhytaikaisia vaikutuksia kasvillisuuteen ja totesivat hakkuumenetelmän intensiteetin olevan suorassa yhteydessä kasvillisuuden muutoksiin. Jalosen & Vanha-Majamaan (2001) tutkimuksessa voimaperäisin menetelmä oli avohakkuu, joka vähensi sammalten lajimäärää ja peittävyyttä sekä putkilokasvien lajimäärää siinä määrin, että he suosittelevat avohakkuuta lievempiä hakkuumenetelmiä, jos sukkession myöhäisen vaiheen varjoa ja kosteutta vaativat kasvit halutaan säilyttää hakkuualalla. Samoin omassa tutkimuksessani havaittiin hyvin niukasti esimerkiksi metsänkerrossammalta ja seinäsammalta, jotka ovat tyypillisiä kypsän metsän lajeja. Sen sijaan karhunsammal runsastui voimakkaasti rikutulla maanpinnalla. Hakkuun jälkeisen kasvillisuuden vertaaminen suoraan hakkuuta edeltävään ei ole mahdollista, koska kasvillisuus kartoitettiin ensimmäisen kerran jo hakatusta metsästä. Todennäköisesti koealojen kasvillisuus on kuitenkin ollut hyvin samantyyppistä kuin kuusimetsän kasvillisuus Jalosen & Vanha-Majamaan (2001) tutkimuksessa.

Ruotsissa tehdyssä tutkimuksessa (Staaf & Olsson 1994) kantojen korjuu vähensi pohjakerroksen kasvillisuuden peittävyyttä voimakkaasti kahtena ensimmäisenä vuotena verrattuna avohakkuuseen. Tutkimukseni rikutulla maanpinnalla kasvillisuuden peittävyyksissä ei ollut suuria eroja käsittelyjen välillä, mutta kasvillisuuden alkukehitys oli erilaista ehjällä ja rikutulla maanpinnalla. Ensimmäisenä vuotena käsittelyn jälkeen ehjän maanpinnan kasvillisuus peitti pohjakerroksesta noin 12 % ja kenttäkerroksesta noin 16 %. Vastaavasti rikutulla maanpinnalla pohja- ja kenttäkerroksen yhteenlaskettu peittävyys jäi alle prosenttiin. Ehjällä maanpinnalla kasvillisuuden kenttäkerroksen kehitys oli nopeampaa, ja sillä oli hallitsevampi rooli kuin pohjakerroksella. Vastaavasti pohjakerroksen merkitys kasvillisuuden peittävyudessa oli suurempi rikutulla maanpinnalla. Kasvillisuuden hitaampi alkukehitys rikutulla maanpinnalla merkitsee todennäköisesti laikkumätästettyjä aloja hitaampaa kasvillisuuden kehitystä kantojen korjuualoilla, koska niillä oli enemmän rikottua maanpintaa. Tulokset ovat siis jossain määrin samansuuntaisia kuin ruotsalaistutkimuksessa (Staaf & Olsson 1994).

Neljän vuoden kuluttua käsittelyistä sekä kasvillisuuden peittävyys että lajimäärä olivat kenttäkerroksessa suurempia kantojen korjuualoilla kuin laikkumätästetyillä aloilla. Eroa peittävyudessa on melko vaikea selittää, sillä jo seuraavana vuotena ero käsittelyjen välillä oli hävinnyt, ja kenttäkerroksen peittävyys kantojen korjuualoilla oli jopa pienentynyt edelliseen vuoteen verrattuna. Kardell (1992) vertasi kasvillisuuden kehitystä kantojen korjuualojen ja avohakkuualojen välillä. Kantojen korjuun seurauksena esimerkiksi maitohorsman ja karhunsammalen peittävyys lisääntyi, mutta mustikka ja puolukka vähenivät. Kardell (1992)

havaitti lisäksi 51 % kasvun luonnontaimien ja vesojen määrässä kantojen korjuun vaikutuksesta verrattuna avohakkuuseen. Edellä mainitun tutkimuksen kantojen korjuukäsittely kuitenkin poikkeaa tutkimukseni kantojen korjuusta, sillä siinä aloilta oli kerätty kaikki hakkuutähteet ja kannnot. Kasvillisuuskartoituksen laajentaminen niin, että pensaskerrostakin tarkasteltaisiin erikseen, saattaisi selittää nyt havaittuja kasvillisuuden kehityksen vaiheita. Etenkin koivut, vadelmat ja maitohorsmat olivat joillakin koelajoilla niin korkeita, että ne eivät saaneet mahdollisesti ansaitsemaansa huomiota pelkkää pohja- ja kenttäkerrosta tarkasteltaessa.

Kantojen korjuualoilla oli suurempi kasvillisuuden lajimäärä ja diversiteetti verrattuna laikkumätästettyihin aloihin. Tämäkin saattaa olla seurausta kantojen korjuualojen suuremmasta rikotun maanpinnan osuudesta. Kasvien on helpompi kolonisoida rikottu maanpinta kuin ehjä humuksen peittämä maanpinta. Mitä enemmän rikottua maanpintaa on, sitä todennäköisempää on myös useampien lajien leviäminen ja suurempi diversiteetti. Lisäksi laajempi maanpinnan rikkoutuminen ja sekoittuminen avaavat siemenpankin tehokkaammin. Toisaalta mahdolliset erot käsittelyjen välillä esimerkiksi ravinteiden vapautumisessa ja kosteusoloissa saattavat vaikuttaa toisistaan poiketen kasvien alkukehitykseen ja hengissäsäilyvyyteen. Ruotsalaistutkimuksessa (Staaf & Olsson 1994) maaperän ammoniumionien pitoisuudet olivat suurempia kantojen korjuualoilla kuin avohakkuualoilla, mutta tämä ravinteikkuus tasoittui neljäntenä vuotena hakkuun jälkeen muun muassa metsälauhan levittäytyttyä rikotulle maanpinnalle. Olsson & Staaf (1995) totesivat hakkuualalle jätettyjen neulasten aiheuttaman ravinteikkuuden hyödyttävän metsälauhaa ja haittaavan mustikkaa. Metsälauha runsastui voimakkaasti myös omassa tutkimuksessani, mutta runsastuminen oli samaa luokkaa sekä ehjällä että rikotulla maanpinnalla. Kantojen korjuualojen mahdollisesti runsaammat ravinnepitoisuudet eivät siis tässä tutkimuksessa näy esimerkiksi metsälauhan peittävyuden eroina käsittelyjen välillä.

4.3. Lopuksi

Vaikka tässä tutkielmassa esitetyt erot laikkumätästettyjen ja kantojen korjuualojen rikottujen laikkujen välillä eivät olleetkaan suuria, kantojen korjuualojen suurempi rikotun maanpinnan osuus merkitsee todennäköisesti änkyrimatojen pienempää kokonaisuusilömäärää kantojen korjuualoilla kuin laikkumätästetyillä aloilla ja erilaista kasvillisuuden alkukehitystä käsittelyjen välillä, jos aloja tarkastellaan ehjän ja rikotun maan kokonaisuuksina. Rikotun maanpinnan suurempi kasvillisuuden lajimäärä ei myöskään välttämättä tarkoita kasvillisuuden jollain tapaa parempaa kehitystä kantojen korjuualoilla mahdollisten lajistomuutosten (Jalonen & Vanha-Majamaa 2001) ja esimerkiksi metsän kasvun hidastumisen vuoksi (Egnell & Leijon 1999). Kantojen korjuun aiheuttaman ekologisen häiriön vaikutukset änkyrimatojen yksilömäärään ja kasvillisuuteen saattavat lisäksi siirtyä myös ylempille trofiatasoille.

Kantojen korjuu on varsin nuori metsätalouden menetelmä, jonka hyödyt ja haitat arvioituvat parhaiten ajan kuluessa ja tutkimuksen edetessä. Mielestäni kantojen korjuun hyödyt vaikuttavat lupaavilta esimerkiksi biopolttoaineen hankinnassa, mutta toistaiseksi on ennen aikaista sanoa, onko kantojen korjuu osa ekologisesti kestävästä ja järkevästä ratkaisusta energian tuottamisessa ja ilmastonmuutoksen pysäyttämisessä. Oma tutkielmani on osa laajempaa Jyväskylän yliopiston ja Metsäntutkimuslaitoksen hanketta, jonka tavoitteena on tarkastella kokonaisvaltaisesti kantojen korjuun biologisia ja abioottisia vaikutuksia

maaperään. Lisää tietoa tarvitaan kantojen korjuun vaikutuksista muun muassa hiilen, ravinteiden ja lahopuun poistumiseen hakkuualoilta sekä vaikutuksista maaperän eliöihin, metsänkasvuun ja ravinteiden kiertoon.

KIITOKSET

Haluan kiittää mainioita Pro Gradu-tutkielmani ohjaajia Jari Haimia ja Saana Kataja-ahoa ystävällisestä ja kannustavasta ohjauksesta. Kiitän yhteistyöstä myös maanomistajia ja niiden yhteyshenkilöitä, UPM-Kymmene Oyj (Markku R. Halonen) ja Jyväskylän kaupunki (Marko Kemppainen). Puolisoani Linda Takalaa kiitän erinomaisesta elämäntapaani tukevasta ajatusmaailmasta, parisuhteesta ja elämästä. Lisäksi annan kiitokset äidilleni ja muille sukulaisilleni, jotka eivät ole kiirehtineet valmistumistani, vaan pikemminkin edistäneet sitä auttamalla arjen töissä. Lopuksi haluan kiittää vielä ystäviäni ja PASA:a, joiden ansiosta opiskeluaikani on tuntunut suorastaan leikkisältä; kiitän ajastanne, inhimillisyydestä ja jalkapallosta.

KIRJALLISUUS

- Abrahamsen, G. 1971. The influence of temperature and soil moisture on the population density of *Cognettia sphagnetorum* (Oligochaeta: Enchytraeidae) in cultures with homogenized raw humus. *Pedobiologia* 11: 417–424.
- Abrahamsen, G. 1972. Ecological study of Enchytraeidae (Oligochaeta) in Norwegian coniferous forest soils. *Pedobiologia* 12, 26–82.
- Angelstam, P. 1997. Landscape analysis as a tool for the scientific management of biodiversity. *Ecol. Bull.* 46, 140–170.
- Asikainen, A. 2004. Ympäristövaikutukset. Teoksessa: Harstela, P. (toim.), *Metsähake ja metsätalous. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 913.
- Axelsson, A. L. & Östlund, L. 2001: Retrospective gap analysis in a Swedish boreal forest landscape using historical data. *For. Ecol. Manage.* 147: 109–122.
- Bardgett, R. 2005. *The Biology of Soil – A community and ecosystem approach.* 242 s. Oxford University Press.
- Bengtsson, J., Lundkvist, H., Saetre, P., Sohlenius, B. & Solbreck, B., 1998. Effects of organic matter removal on the soil food web. *Appl. Soil Ecol.* 9: 137–143.
- Brosfokske, K. D., Chen, J., Naiman, R. J. & Franklin, J. R., 1997. Harvesting effects on microclimatic gradients from small streams to uplands in western Washington. *Ecol. Appl.* 7: 1188–1200.
- Chalupský, J. & Leps, J. 1985. The spatial pattern of Enchytraeidae (Oligochaeta). *Oecologia* 68: 153–157.
- Coleman, D. C., Crossley, Jr., D. A. & Hendrix, P. F. 2004. *Fundamentals of Soil Ecology*, Second Edition. 386 s. Elsevier.
- Dahlberg, A., Schimmel, J., Taylor, A. F. S., Johannesson, H. 2001. Post-fire legacy of ectomycorrhizal fungal communities in the Swedish boreal forest in relation to fire severity and logging intensity. *Biol. Conserv.* 100: 151–161.
- Diden, W. A. M. 1993. Ecology of terrestrial Encytraeidae. *Pedobiologia* 37: 2–29.
- Diden, W. A. M. 1998. Dynamics and stratification of Enchytraeidae in the organic layer of a Scots pine forest. *Biol Fertil Soils* 26: 305–312.
- Egnell, G. & Leijon, B. 1999. Survival and Growth of Planted Seedlings of *Pinus sylvestris* and *Picea abies* After Different Levels of Biomass Removal in Clear-cutting. *Scand. J. For. Res.* 14: 303–311.
- Esseen, P.-A., Ehnström, B., Ericson, L. & Sjöberg, K. 1997. Boreal forests. *Ecol. Bull.* 46, 16–47.
- Hagerman, S. M., Jones, M. D., Bradfield, G. E., Gillespie, M. & Durall, D. M. 1999. Effects of clear-cut logging on the diversity and persistence of ectomycorrhizae at a subalpine forest. *Can. J. For. Res.* 29: 124–134.
- Hallman, E., Hokkanen, M., Juntunen, H., Korhonen, K. M., Raivio, S., Savela, O., Siitonen, P., Tolonen, A. & Vainio, M. 1996. Alue-ekologinen suunnittelu. *Metsähallitus, Vantaa.*
- Halonen, M. 2004. *Metsäenergiapuun hankinta, Toimintaohje, UPM-Kymmene Oyj Metsä ja UPM-Kymmene Oyj Voimalaitokset.* 37s.
- Harstela, P. 2004. *Metsänuudistaminen ja taimikonhoito.* Teoksessa: Harstela, P. (toim.), *Metsähake ja metsätalous. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 913.
- 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.
- Huhta, V. 1976. Effects of clear-cutting on numbers, biomass and community respiration of soil invertebrates. *Ann. Zool. Fennici* 13: 63–80.
- Huhta, V. & Koskenniemi, A. 1975. Numbers, biomass and community respiration of soil invertebrates in spruce forest at two latitudes in Finland. *Ann. Zool. Fennici* 12: 164–182.

- Huhta, V., Nurminen, M. & Valpas, A. 1969. Further notes on the effects of sivilcultural practices upon the fauna of coniferous forest soil. *Ann. Zool. Fennici* 6: 327–334.
- Huhta, V., Sulkava, P. & Viberg, K. 1998. Interactions between enchytraeid (*Cognettia sphagnetorum*), microarthropode and nematode populations in forest soil at different moistures. *Appl. Soil Ecol.* 9: 53–58.
- Huhta, V., Karppinen, E., Nurminen, M. & Valpas, A. 1967. Effect of sivilcultural practices upon the fauna of coniferous forest soil. *Ann. Zool. Fennici* 4: 87–143.
- Ilmatieteenlaitos 2007a. Kesäkuun 2007 sääseuranta ja tilastot. http://www.fmi.fi/saa/tilastot_60.html Luettu 25.9.2007.
- Ilmatieteenlaitos 2007b. Heinäkuun 2007 sääseuranta ja tilastot. http://www.fmi.fi/saa/tilastot_61.html Luettu 25.9.2007.
- Ilmatieteenlaitos 2007c. Elokuun 2007 sää ja tilastot. http://www.fmi.fi/saa/tilastot_62.html Luettu 25.9.2007.
- 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.
- Kardell, L. 1992. Vegetationsförändring, plantetablering samt bärproduktion efter stubb- och riståkt. Sveriges Lantbruksuniversitet, Inst. för Skoglig Landskapsvård. Rapport 50. 80s.
- Keenan, R. J. & Kimmins, J. P. H. 1993. The ecological effects of clear-cutting. *Environ. Rev.* 1: 121–144.
- Koistinen, A & Äijälä, O. 2005. Energiapuu osana puun tuotantoa – taustaraportti. Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio, 15s.
- Kouki, J. (toim.) 1994: Biodiversity in the Fennoscandian boreal forest: natural variation and its management. *Ann. Zool. Fenn.* 31: 1–217.
- Kubin, E. & Kempainen, L. 1994. Effect of soil preparation of boreal spruce forest on air and soil temperature conditions in forest regeneration areas. *Acta For. Fenn.* 244: 1–56.
- Laakso, J. & Setälä, H. 1999. Sensitivity of primary production to changes in the architecture of belowground foodwebs. *Oikos* 87: 57–64.
- Liiri, M., Setälä, H., Haimi, J., Pennanen, T. & Fritze, H. 2001. Influence of *Cognettia sphagnetorum* (Enchytraeidae) on birch growth and microbial biomass, composition and activity in soil with or without wood ash. *Biol. Fertil. Soils* 34: 1–33.
- Linder, P. & Östlund, L. 1998: Structural changes in three mid-boreal Swedish forest landscapes, 1885–1996. *Biol. Conserv.* 85: 9–19.
- Lundkvist, H. 1982. Population dynamics of *Cognettia sphagnetorum* (Enchytraeidae) in a Scots pine forest soil in Central Sweden. *Pedobiologia* 23: 21–41.
- Lundkvist, H. 1983. Effects of clear cutting on the enchytraeids in a Scots pine forest soil in central Sweden. *J. Appl. Ecol.* 20: 873–885.
- Lundmark-Thelin, A. & Johansson, M-B. 1997. Influence of mechanical site preparation on decomposition and nutrient dynamics of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) needle litter and slash needles. *For. Ecol. Manage.* 96: 101–110.
- Nurminen, M. 1967. Ecology of enchytraeids (*Oligochaeta*) in Finnish coniferous forest soil. *Ann. Zool. Fennici* 4: 147–157.
- Olsson, B. A. & Staaf, H. 1995. Influence of harvesting intensity of logging residues on ground vegetation in coniferous forests. *J. Appl. Ecol.* 32: 640–654.
- O'Connor, F. B., 1962. The extraction of Enchytraeidae from soil. Teoksessa: Murphy, P.W. (toim.), *Progress in Soil Zoology*. Butterworths, Lontoo, s. 279–285.
- Prescott, C. E., Maynard, D. G. & Laiho, R. 2000. Humus in northern forests: friend or foe? *For. Ecol. Manage.* 133: 23–36.
- Rantalainen, M.-L., Haimi, J. & Setälä, H. 2004a. Testing the usefulness of habitat corridors in mitigating the negative effects of fragmentation: the soil faunal community as a model system. *Appl. Soil Ecol.* 25: 267–274.

- Rantalainen, M.-L., Fritze, H., Haimi, J., Kiikkilä, O., Pennanen, T. & Setälä, H. 2004b. Do enchytraeid worms and habitat corridors facilitate the colonisation of habitat patches by soil microbes? *Biol. Fert. Soils* 39: 200–208.
- Rassi, P., Alanen, A., Kanerva, T. & Mannerkoski, I. (toim.) 2000. Suomen lajin uhanalaisuus 2000. Suomen ympäristökeskus ja Ympäristöministeriö, Helsinki.
- Saari, E. 2007. Kantojen korjuun vaikutukset avohakkuualan maaperäeläimiin. Jyväskylän yliopisto. Bio-ja ympäristötieteiden laitos. Pro Gradu – tutkielma.
- Salminen, J. & Sulkava, P. 1996. Distribution of soil animals in patchily contaminated soil. *Soil Biol. Biochem.* 28: 1349–1355.
- Setälä, H. 2000. Reciprocal interactions between scots pine and soil food web structure in the presence and absence of ectomycorrhiza. *Oecologia* 125: 109–118.
- Setälä, H., Haimi, J., & Siira-Pietikäinen, A. 2000. Sensitivity of soil processes in northern forest soils: are management practices a threat? *For. Ecol. Manage.* 133: 5-11.
- Setälä, H., Tynismaa, E., Martikainen, E. & Huhta, V. 1991. Mineralization of C, N and P in relation to decomposer community structure in coniferous forest soil. *Pedobiologia* 35: 285–296.
- Sjögren, M. 1995. Dispersal and fragmentation of the enchytraeid *Cognettia sphagnetorum* in metal polluted soil. *Pedobiologia* 39: 207–218.
- Siira-Pietikäinen, A. 2002. Decomposer Community in Boreal Coniferous Forest Soil after Forest Harvesting: Mechanisms behind Responses. Jyväskylä studies in biological and environmental science. 117: 1-46.
- Siira-Pietikäinen, A., Pietikäinen, J., Fritze, H. & Haimi, J. 2001a. Short-term responses of soil decomposer communities to forest management: clear felling versus alternative forest harvesting methods. *Can. J. For. Res.* 31: 88–99.
- Siira-Pietikäinen, A., Haimi, J., Kanninen, A., Pietikäinen, J. & Fritze, H. 2001b. Responses of decomposer community to root-isolation and addition of slash. *Soil Biol. & Biochem.* 33: 1993–2004.
- StAAF, H. & Olsson, B. 1994. Effects of slash removal and stump harvesting on soil water chemistry in a clearcutting in SW Sweden. *Scand. J. For. Res.* 9: 305–310.
- Sulkava, P., Huhta, V. & Laakso, J. 1996. Impact of soil faunal structure on decomposition and N-mineralisation in relation to temperature and moisture in forest soil. *Pedobiologia* 40: 505–513.
- Uhía, E. & Briones, M. J. I. 2002. Population dynamics and vertical distribution of enchytraeids and tardigrades in response to deforestation. *Oecologia* 23: 349–359.
- Äijälä, O., Kuusinen, M. & Halonen, M. 2005. Metsäenergiapuun korjuu uudistushakkuu aloilta – ohjeisto. Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio. 14s.