Pro Terra

No. 22

Maaperän vuorovaikutukset

III Maaperätieteiden päivien laajennetut abstraktit

Katri Siimes, Kirsi Makkonen, Janna Pietikäinen,
Pasi Mattila, Sari Penttinen ja Martti Esala (toim.)

SUOMEN MAAPERÄTIETEIDEN SEURA

HELSINGIN YLIOPISTO, MAATALOUS- METSÄTIETEELLINEN TIEDEKUNTA
SOVELTAVAN KEMIAN JA MIKROBIOLOGIAN LAITOS

2005

Pro Terra
No. 22

MAAPERÄN VUOROVAIKUTUKSET
III Maaperätieteiden päivien laajennetut abstraktit

Maaperän biologis-fysikaalis-kemialliset ominaisuudet ja niiden keskinäiset vuorovaikutukset. Maaperän tila ja suhde ympäristöön; vesistöihin, ilmakehään, ihmisen toimintaan ja eliöihin.

Toimittajat
Katri Siimes, Kirsi Makkonen, Janna Pietikäinen, Pasi Mattila, Sari Penttinen ja Martti Esala

Toimituskunta

Sessio I
Janna Pietikäinen (pj.), Annele Hatakka, Maarit Niemi, Visa Nuutinen ja Taina Pennanen

Sessio II
Sari Penttinen (pj.), Laura Alakukku, Kirsti Granlund, Antti-Jussi Lindroos ja Liisa Pietola

Sessio III
Pasi Mattila (pj.), Hannu Ilvesniemi, Kirsten Jørgensen, Sari Penttinen ja Kari Ylivainio

SUOMEN MAAPERÄTIETEIDEN SEURA

HELSINGIN YLIOPISTO, MAATALOUS- METSÄTIETEELLINEN TIEDEKUNTA
SOVELTAVAN KEMIAN JA MIKROBIOLOGIAN LAITOS

Helsinki 2005

SISÄLLYSLUETTELO

Martti Esala: Päivien avaus 11

Anna-Maria Pajukallio: Kohti EU:n maaperän puitedirektiiviä 12

Sessio I: Maaperän biologia ja ekologia
Esitelmät

Heikki Setälä: Maanalaisten ja -päällisten ravintoverkkojen väliset vuorovaikutussuhteet – mutualismia ekosysteemitasolla? 18

Aino Smolander, Sanna Kanerva, Raimo Ketola, Oili Kiikkilä, Tapio Kotiaho, Jyrki Loponen, Kimmo Suominen ja Veikko Kitunen: Koivu vs. havupuut: Maan orgaanisen aineen laatu ja typen transformaatiot 21

Karoliina Niemi, Suvi Sutela, Hely Häggman ja Tytti Sarjala: Polyamiinien merkitys ektomykorritsasienen ja isäntäkasvin välisessä vuorovaikutuksessa 23

Veikko Huhta ja Mika Räty: Lierojen ja muiden maaperäeläinten vuorovaikutukset metsämaassa 26

Timo Domisch, Mizue Ohashi, Leena Finér, Anita Risch ja Martin Jurgensen: CO_2-emissiot muurahaiskeoista 28

Hannamaria Potila, Taina Pennanen, Hannu Fritze, Tiina Korkama, Markus Hartman ja Tytti Sarjala: Onko lämpösummalla vaikutusta mikrobiyhteisön rakenteeseen ojitetulla turvemaalla? 31

Maarit Niemi: Entsyymiaktiivisuudet ja niiden vaihtelu erilaisissa maissa 33

Posterit

Mika Aurela, Tuomas Laurila ja Juha-Pekka Tuovinen: Pohjoisen aapasuon hiilitase vuosina 1960-2002 36

Jussi Heinonsalo, Jukka Pumpanen ja Hannu Ilvesniemi: Ektomykorritsasienisymbioosin vaikutus männyntaimen hiilitaseeseen 39

Krista Jaatinen, Eeva-Stiina Tuittila, Jukka Laine, Kim Yrjälä and Hannu Fritze: Methanotrophic bacteria in Finnish raised bog complex: Effects of site fertility and drainage 40

Hanna Jokinen, Oili Kiikkilä ja Hannu Fritze: Tuhkalannoitus lisää metsämaan mikrobien aktiivisuutta – ilmiön taustalla olevat vaikutusmekanismit 42

Heli Juottonen, Pierre E. Galand and Kim Yrjälä: Detection of methane-producing archaea in soil: evaluation of PCR primers targeting the *mcrA* gene 45

Saara Kaipainen, Kim Yrjälä, Marjo Keskitalo ja Ansa Palojärvi: Erikoiskasveilla voidaan vaikuttaa peltomaan mikrobiyhteisön monimuotoisuuteen 48

Oili Kiikkilä, Veikko Kitunen ja Aino Smolander: Liukoisen orgaanisen hiilen ja typen hajotettavuus koivu- ja havupuumetsiköissä 50

Jouni Kilpeläinen, Leena Finér, Timo Domisch, Martin Jurgensen, Pekka Niemelä ja Liselotte Sundström: Muurahaiskekoihin (*Formica rufa* -ryhmä) sitoutuneiden ravinteiden määrät suhteessa metsikön ikään 52

Tiina Korkama, Hannu Fritze, Oili Kiikkilä, Anne Pakkanen ja Taina Pennanen: Kuusen genotyypin vaikutus ektomykorritsasieniyhteisöön ja maaperämikrobeihin 55

Sanna Kukkonen ja Mauritz Vestberg: Viljelykasvin ja maanparannusturpeen vaikutus pellon lierokantaan 57

Raija Laiho, Marjut Karsisto, Satu Repo, Veikko Kitunen, Maria Savitski, Jukka Laine and Timo Penttilä: Moss litter decomposition in peatlands: Rates of mass loss 60

Jyrki Loponen, Veikko Kitunen, Kalevi Pihlaja ja Aino Smolander: Karike- ja humuskerroksen proantosyanidiinien määritys eri puulajien metsiköistä 62

Päivi Mäkiranta, Jyrki Hytönen, Kari Minkkinen and Jukka Laine: Soil CO_2 fluxes in afforested peat fields 64

Minna Männistö ja Max Häggblom: Bakteerien monimuotoisuus Lapin tunturimaissa 67

Karoliina Niemi, Claire Kevers ja Hely Häggman: Lignosulfonaatti tehostaa mykorritsasymbioosin muodostumista männyn ja *Pisolithus tinctorius* -sienen välillä 69

Visa Nuutinen, Juhani Terhivuo, Elise Ketoja, Mervi Nieminen ja Taisto Sirén: Peltomaiden lieroyhteisöjen kansallinen inventaario 72

Visa Nuutinen, Mervi Nieminen ja Kevin R. Butt: Lierojen istuttaminen huonorakenteisen viljelymaan kunnostuksessa 73

Hannamaria Potila, Lasse Aro, Kari Minkkinen ja Jukka Laine: Metsitettyjen suonpohjien dityppioksidi- ja metaanivuot 74

Kristiina Regina, Sanna Niskanen ja Paula Perälä: Maalajin vaikutus laitumen kasvihuonekaasupäästöihin 76

Anne Saari, Aino Smolander and Pertti J. Martikainen: Production of N_2O in a repeatedly nitrogen-fertilized and limed spruce forest soil after clear-cutting 78

Timo Sipilä, Heikki Riisiö and Kim Yrjälä: Catabolic bacterial community illustrated by amplification of *bphC* gene in polluted soils 80

Suvi Sutela, Karoliina Niemi, Hely Häggman ja Tytti Sarjala: Männyn (*Pinus sylvestris*) polyamiinipitoisuuksissa tapahtuvat muutokset mykorritsan muodostumisen aikana 83

Niina Tanskanen ja Hannu Ilvesniemi: Kuusen hienojuuriston tilajakauma auratussa metsämaassa 85

Liisa Ukonmaanaho, Tiina Maileena Nieminen, Nicole Rausch ja William Shotyk: Lämpösumman ja sademäärän vaikutus orgaanisen aineen kerrostumiseen kolmella ombrotrofisella suolla Suomessa 87

Petra Vávřová, Timo Penttilä, Marjut Karsisto, Veikko Kitunen, Tarja Tapanila and Raija Laiho: Branch litter quality and decomposition in drained peatlands 90

Mauritz Vestberg , Timo Hurme, Kaisa Saari ja Sanna Kukkonen: Kasvinvalinta ja eloperäisen aineksen lisäys vaikuttavat maan luontaisen mykorritsan toimintaan 92

Sessio II: Maan rakenne ja vesitalous
Esitelmät

Hannu Ilvesniemi: Missä vesi ja ravinteet liikkuvat? Maan makroskooppinen ja mikroskooppinen rakenne 96

Pekka Hänninen ja Sari Penttinen: Metsänkäsittelyn vaikutus pohjaveden sähköisiin ominaisuuksiin 99

Ari Laurén, Leena Finér, Harri Koivusalo and Teemu Kokkonen: Estimating nitrogen transport after a partial clear-cut in a forested headwater catchment by using mathematical model (FEMMA) 102

Katri Rankinen, Liisa Pietola ja Jaana Uusi-Kämppä: Maan rakenteen vaikutus vesitalouteen Lintupajun suojakaistakoekentällä – matemaattisen mallinnuksen ensimmäinen vaihe 105

Laura Alakukku ja Visa Nuutinen: Suorakylvetty pelto: ekosysteemi-insinöörin työmaa 108

Posterit

Laura Alakukku ja Visa Nuutinen: Makrohuokoston ja lierojen esiintyminen rinteisellä, salaojitetulla savimaalla 111

Juha Heiskanen, Kari Mäkitalo and Juha Hyvönen: Long-term effects of site preparation on water-retention characteristics of forest soil in Finnish Lapland 114

Heljä-Sisko Helmisaari, Maria Kampouri, Pekka Nöjd, Kari Minkkinen, Timo Penttilä and Ilari Lumme: Fine root dynamics in a Norway spruce stand in Finland exposed to seasonal drought and elevated soil nitrogen 117

Marjut Karsisto, Markus Hartman, Pekka Pietiläinen, Hannamaria Potila and Tytti Sarjala: Influence of temperature and nitrogen status on surface peat decomposition and microbial biomass 119

Marjut Karsisto, Veikko Kitunen, Piia Häkkinen, Piia Purho, Jyrki Hytönen, Antti Wall and Carl Johan Westman: Characterization of soil organic matter in afforested arable soils 121

Marjut Karsisto, Veikko Kitunen, Jukka Laine, Timo Penttilä, Satu Repo, Maria Savitski and Raija Laiho: Moss litter decomposition in peatlands: Characterisation of litter quality 124

Tuomo Karvonen ja Maija Paasonen-Kivekäs: Valunnan muodostuminen makrohuokoisessa salaojitetussa savimaassa: Sjökullan koealueen analysointi matemaattisella mallilla 126

Janne Levula, Teuvo Levula ja Carl Johan Westman: Männyntaimikon kehityksen suhde maan ominaisuuksiin käsittelemättömällä ja kulotetulla metsämaalla 129

Merja Myllys, Elina Virtanen, Kristian Forsman ja Lauri Jauhiainen:
Kastelumenetelmän vaikutus maan vesi- ja ravinnetilaan perunanviljelyssä 132

Sirpa Piirainen, Leena Finér, Hannu Mannerkoski and Michael Starr:
Enhanced nitrate leaching following soil scarification at a clear-cut area 135

Antti Ristolainen, Pekka Hänninen, Antti Jaakkola ja Laura Alakukku:
Peltomaan sähköiset ominaisuudet kasvukunnon mittarina 137

Anna-Maria Veijalainen and Juha Heiskanen: Physical and physico-chemical properties of growth-media mixtures of peat and composted tree-seedling waste 139

Sessio III: Maaperän kemialliset ominaisuudet ja maaperäluokitus
Esitelmät

Markku Yli-Halla: Maan analysointi ja luokittelu: kansallisia ja kansainvälisiä näkökohtia 143

Ilona Bärlund, Sirkka Tattari, Markku Yli-Halla ja Mats Åström:
Kehittyneiden ojitusmenetelmien ja maan ominaisuuksien vaikutus salaojavalunnan laatuun happamilla sulfaattimailla 146

Timo Tarvainen ja Reijo Salminen: Suomi kansainvälisissä geokemiallisissa kartoituksissa 148

Tuija Lapveteläinen, Paula Perälä ja Kristiina Regina: Maankäytön ja maankäytön muutosten seuranta kasvihuonekaasuinventaarion näkökulmasta 151

Sami Myyrä ja Kyösti Pietola: Pellon hallintaoikeuden yhteys maanparannuksiin
- esimerkkinä kalkitus 154

Posterit

Katarina Björklöf, Juha Reinikainen, Taija Huotari, Pekka Hänninen, Pekka Huhta, Jussi Leveinen, Jaana Jarva, Heikki Vanhala, Jani Salminen, Eija Schultz, Jaana Sorvari, Kenneth Holm, Anneli Joutti, Pasi Hellsten, Marina Heino, Petri Lintinen and Kirsten Jørgensen: Demonstration of the use of monitored natural attenuation (MNA) as a remediation technology – DEMO-MNA 156

Helinä Hartikainen, Marja Turakainen ja Mervi Seppänen: Seleenin biogeokemia ja elintarvikeketjun laatu 159

Markus Hartman and Pekka Pietiläinen: Decomposition and properties of peat along nitrogen gradients on drained peatland forests in different climatic regimes 162

Jyrki Hytönen, Antti Wall and Carl Johan Westman: The effect of stand age and tree species on carbon pools of afforested arable land in Finland 163

Anna Kepanen, Martin Lodenius, Esa Tulisalo and Helinä Hartikainen:
Solubility of cadmium in ash fertilized forest soils 165

Anni Kokkonen: Soil organic nitrogen mineralization can be accelerated releasing enzymes and substrates from soil mineral particles with phosphates 168

Harri Lilja ja Markku Yli-Halla: Suomen maannoskartta ja tietokanta mittakaavassa 1:250 000: näytteitä kartasta ja maannosten levinneisyydestä kolmella alueella 170

Antti-Jussi Lindroos, John Derome ja Pasi Rautio: Maaperän, maaveden ja pohjaveden kemiallinen koostumus happamalla sulfaattimaalla sijaitsevalla gradienttilinjalla Länsi-Suomessa 172

Jyrki Loponen, Veikko Kitunen, Kalevi Pihlaja ja Aino Smolander: Karike- ja humuskerroksen proantosyanidiinien määritys eri puulajien metsiköistä 174

Marja Maljanen, Hanna Jokinen, Anne Saari, Rauni Strömmer and Pertti Martikainen: Short-term effects of wood ash and nitrogen fertilization on CH_4, N_2O and CO_2 fluxes from boreal forest soil 176

Ritva Mäkelä-Kurtto, Kaarina Grék ja Annukka Justén: Valtakunnallisia teemakarttoja viljelymaiden hivenalkuaineista 178

Ritva Mäkelä-Kurtto ja Annukka Justén: Maatilakohtaisia raskasmetallitaseita tutkitaan kansainvälisin menetelmin 180

Tiina Maileena Nieminen, Liisa Ukonmaanaho, Nicole Rausch ja William Shotyk: Kuparin ja nikkelin liikkuvuus turvemaassa ja sen merkitys puiden metallialtistumisen kannalta 182

Pertti Nieminen ja Jussi Pajula: Podsolin käyttö kasvualustoissa 184

Arja Nykänen ja Lauri Jauhiainen: Maan ravinnepitoisuuksien spatiaalinen vaihtelu luomumoreenipellolla 187

Kimmo Rasa, Tommi Peltovuori ja Helinä Hartikainen: Tavanomaisen tiesuolan ja kaliumformiaatin vaikutus kadmiumin liukoisuuteen karkeassa kivennäismaassa 189

Into Saarela: Maan pH:n vaikutus fosfaatin sorptioon runsas- ja niukkafosforisessa maassa ja ritsosfäärissä 192

Helena Soinne, Mari Räty, Tommi Peltovuori ja Helinä Hartikainen: Maanäytteiden ilmakuivauksen vaikutus mitattuihin fosforifraktioihin 195

Riitta Väänänen, Martti Vuollekoski and Hannu Ilvesniemi: Retention of ^{32}P into soil and vegetation of a wetland filter area 198

Antti Wall ja Carl Johan Westman: Peltomaan kasvupaikkaluokitus metsänkasvatusta varten 201

III Maaperätieteiden päivien ohjelma

13.-14.1.2005 Metsätalo, Unioninkatu 40, Helsinki
Esitelmät salissa 1, posterit ja kahvit 3.kerroksen aulassa.

TORSTAI 13.1.2005

8.30 Rekisteröityminen

9.30 Tervetuliaissanat - Seuran puheenjohtaja Martti Esala,
Suomen Maaperätieteiden Seura

10.15 Kahvi

10.50 Kohti EU:n maaperän puitedirektiiviä
Ylitarkastaja Anna-Maija Pajukallio, Ympäristöministeriö

Sessio I: Maaperän biologia ja ekologia - Puheenjohtaja prof. Annele Hatakka

11.20 Maanalaisten ja -päällisten ravintoverkkojen väliset
vuorovaikutussuhteet - mutualismia ekosysteemitasolla?
Prof. Heikki Setälä, Helsingin yliopisto

11.50 Lounastauko ja posterit

13.30 Koivu vs. havupuut: Maan orgaanisen aineen laatu ja typen transformaatiot
Aino Smolander, Metsäntutkimuslaitos, Vantaa

13.55 Polyamiinien merkitys ektomykorritsasienen ja isäntäkasvin
välisessä vuorovaikutuksessa
Karoliina Niemi, Helsingin yliopisto

14.20 Kahvi

14.50 Lierojen ja muiden maaperäeläinten väliset vuorovaikutukset metsämaassa
Veikko Huhta, Jyväskylän yliopisto

15.15 Muurahaiskekojen CO_2-emissiot ja niiden vuorokautinen ja vuotuinen vaihtelu
Timo Domisch, Metsäntutkimuslaitos, Joensuun tutkimuskeskus

15.40 Onko lämpösummalla vaikutusta mikrobiyhteisön rakenteeseen?
Hannamaria Potila, Metsäntutkimuslaitos, Parkanon tutkimusasema

16.05 Entsyymiaktiivisuudet ja niiden vaihtelu erilaisessa maissa
Maarit Niemi, Suomen ympäristökeskus

16.30 Keskustelu

16.45 Parhaan pro gradun palkitseminen

17.00 Bouffet

PERJANTAI 14.1.2005

Sessio II: Maan rakenne ja vesitalous - Puheenjohtaja prof. Erkki Aura

9.00 Missä vesi ja ravinteet liikkuvat? Maan makroskooppinen ja mikroskooppinen rakenne
Prof. Hannu Ilvesniemi, Metsäntutkimuslaitos, Vantaan tutkimuskeskus

9.50 Metsänkäsittelyn vaikutus pohjaveden sähköisiin ominaisuuksiin
Pekka Hänninen, Geologian tutkimuskeskus

10.15 Kahvi

10.45 Estimating nitrogen fluxes after a partial clear-cut in a forested headwater catchment by using mathematical model (FEMMA)
Ari Laurén, Metsäntutkimuslaitos, Joensuun tutkimuskeskus

11.10 Maan rakenteen vaikutus vesitalouteen Lintupajun suojakaistakentällä -matemaattisen mallinnuksen ensimmäinen vaihe
Katri Rankinen, Suomen ympäristökeskus

11.35 Suorakylvetty pelto: ekosysteemi-insinöörin työmaa
Laura Alakukku, Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus

12.00 Lounastauko

Sessio III: Maaperän kemialliset ominaisuudet ja maaperäluokitus
Puheenjohtaja prof. Hannu Ilvesniemi

13.15 Maan analysointi ja luokittelu: kansallisia ja kansainvälisiä näkökohtia
MMT Markku Yli-Halla, Helsingin yliopisto

14.00 Kahvi

14.30 Kehittyneiden ojitusmenetelmien ja maaperän ominaisuuksien vaikutus salaojavalunnan laatuun happamilla sulfaattimailla
Ilona Bärlund, Suomen ympäristökeskus

14.55 Suomi kansainvälisissä geokemiallisissa kartoituksissa
Timo Tarvainen, Geologian tutkimuskeskus

15.20 Maankäytön ja maankäytön muutosten seuranta kasvihuonekaasuinventaarion näkökulmasta
Tuija Lapveteläinen, Tilastokeskus

15.45 Pellon hallintaoikeuden yhteys maanparannuksiin - esimerkkinä kalkitus
Kyösti Pietola, Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus

16.20 Loppukeskustelu

Tervetuloa kolmansille maaperätieteiden päiville,

Maaperä on monimuotoinen ympäristö. Perinteisesti sitä on uutettu erilaisilla kemiallisilla liuoksilla tutkittaessa kasveille käyttökelpoisten ja myös tiukemmin sitoutuneiden ravinteiden pitoisuuksia ja niiden riippuvuutta kasvien ravinteiden saannin kannalta. Maaperä on myös monimuotoinen eliöiden elinympäristö. Näiden eliöiden monimuotoisuutta ja vaikutusta maaperän prosesseihin, mm. ravinteiden mobilisaatioon on ollut pitkään tutkimuskohteena. Maaperän fysikaalisia tekijöitä on myös tarkasteltu kasvien kasvun ja vesitalouden kannalta. Vähitellen on alettu huomata, että maaperä on näiden kolmenlaisten tekijöiden – kemiallisten, biologisten ja fysikaalisten – tekijöiden summa. Siksi näiden päivien teemaksi on valittu maaperän vuorovaikutukset.

Toisaalta maaperä elää vuorovaikutuksessa vesistöjen, ilmakehän ja eliökunnan kanssa ja mm. tuottaa meille suurimman osan jokapäiväisestä elintarvikkeistamme. Myös tätä näkökulmaa voidaan näillä päivillä tarkastella.

Kaksien aiempien päivien hyvien kokemusten perusteella ohjelma on tälläkin kertaa jaettu kolmeen sessioon. Ensin tarkastellaan maaperän vuorovaikutuksia biologiselta, sitten fysikaaliselta ja kolmanneksi kemialliselta kannalta. Ennen varsinaisia sessioita meillä on esitys EU:n maaperän puitedirektiivin valmistelutilanteesta. Tämä esitys osoittaa, että päätöksentekijät ovat noteeranneet maaperän merkityksen hyvinvointimme kannalta keskeiseksi tekijäksi ja tunnistaneet maaperään kohdistuvat lisääntyvät uhat.

Päivien järjestäjinä toimivat Suomen Maaperätieteiden Seura ja Helsingin yliopiston Soveltavan kemian ja mikrobiologian laitos. Seuran hallitus on toiminut järjestelytoimikuntana. Sessioiden ohjelman koostamisesta ja esitysten toimittamisesta ovat vastanneet sessiokohtaiset työryhmät. Parhaat kiitokset järjestelyihin osallistuneille.

Päivien esitykset on julkaistu tässä julkaisussa. Ajatuksena on tarjota riittävä tietopaketti esitysten sisällöstä kohtuullisen pienellä vaivalla. Esitysten varsinainen tieteellinen julkaisu jää esittäjien vastuulle ja vapaudeksi. Olemme saaneet koottua yhteen edustavan joukon maaperää erilaisissa ympäristöissä tutkivia tutkijoita ja muita asiasta kiinnostuneita. Päiville on saatu ennätysmäärä, lähes 80 suullista esitystä ja posteria. Voimme tyytyväisinä todeta, että nyt kolmatta kertaa järjestettävät Maaperätieteiden päivät ovat löytäneet paikkansa alan tärkeimpänä katselmuksena maassamme.

Maaperän vuorovaikutusten ohella haluamme edistää sitä tutkivien tutkijoiden ja muiden asiantuntijoiden vuorovaikutusta päivien aikana. Olemme pyrkineet laatimaan ohjelman sen verran väljäksi, että meille jää tilaisuus tavata toisiamme ja keskustella tieteen uusimmista saavutuksista. Fyysiset puitteet tarjoaa meille monelle Viikissä opiskelleille fuksivuoden luennoista ja metsätutkijoille pitemmältäkin ajalta tuttu Metsätalo. Biologisesta toiminnasta vastaamme me itse. Henkistä ja kemiallista ravintoa erilaisissa muodoissa olemme järjestäneet taukoja ja posterisessioita vireyttämään.

Tervetuloa kolmansille maaperätieteiden päiville oppimaan uutta ja viihtymään.

Martti Esala
Suomen Maaperätieteiden Seuran puheenjohtaja

Katsaus Euroopan unionin maaperänsuojelustrategiaan

Anna-Maija Pajukallio

Ympäristöministeriö

Johdanto

Maaperänsuojelun tarve on käynyt kansallisesti ja kansainvälisesti aiempaa yhä selvemmäksi. Maaperällä on useita ympäristön, yhteiskunnan ja talouden kannalta elintärkeitä tehtäviä ja toimintoja, joista osa on uhattuna. Maaperähaitat syntyvät pitkän ajan kuluessa. Myös suojelu- ja korjaavat toimenpiteet saattavat usein vaikuttaa vasta vähitellen.

Vesien- ja ilmansuojelu ovat vakiinnuttaneet asemansa ympäristönsuojelussa. Maaperänsuojelu on ollut mm. lainsäädännöllisesti ja hallinnollisesti paljon kehittymättömämpää. Yhteisötasolla ei ole annettu toistaiseksi yhtään yksinomaan maaperän pilaantumisen tai muun vaurioitumisen rajoittamiseen tähtäävää lainsäädäntöä. Vaatimukset maaperän suojelemiseksi ovat välillisiä ja sisältyvät muiden direktiivien, kuten esimerkiksi kaatopaikka- ja nitraattidirektiivin tavoitteisiin. Erityisesti maaperän kemiallinen pilaantuminen ja globaalisti katsottuna maaperän eroosio ovat nostaneet maaperän suojeltavien elementtien joukkoon. Viime vuosina kysymys maaperän suojelemisesta onkin noussut esille erilaisissa suunnitelmissa ja strategioissa. Euroopan unionissa on parhaillaan käynnissä yhteisön maaperänsuojelustrategian laatiminen. Työ alkoi komission tiedonannolla keväällä 2002.

EU:n maaperänsuojelustrategiaa koskeva tiedonanto ja siinä luvatut toimet

Yksi ympäristöä koskevan Euroopan unionin kuudennen ympäristön toimintaohjelman tavoitteista on maaperän suojeleminen eroosiolta ja pilaantumiselta. Tavoitteen toteuttamiseksi komissio antoi huhtikuussa 2002 tiedonannon "kohti maaperänsuojelun teemakohtaista strategiaa". Komission mukaan maankäyttö ja maaperän kuormitus on nykytasolla maaperänsuojelun kannalta kestämätöntä. Maaperän ekologisen toimintakyvyn säilyminen ja maaperästä riippuva ihmisten tarpeiden tyydyttäminen pitkällä tähtäimellä ovat vaarantuneet Euroopan alueella.

Tiedonannossa tunnistettiin kahdeksan merkittävintä Euroopan maaperää uhkaavaa tekijää: eroosio, orgaanisen aineksen vähentyminen, maaperän pilaantuminen (paikallinen ja hajakuormitus), maaperän sulkeminen rakentamisella (soil sealing), maaperän tiivistyminen, maaperän biologisen monimuotoisuuden väheneminen, suolaantuminen sekä tulvat ja maanvieremät (hydrogeologiset riskit).

Toimenpiteiksi tiedonannossa ehdotetaan olemassa olevan ympäristölainsäädännön tarkistamista ja uuden lainsäädännön laatimista. Lisäksi maaperänsuojelu tulisi paremmin sisällyttää muuhun ympäristö-, maatalous-, alue-, liikenne- ja tutkimuspolitiikkaan. Maaperän tilaa tulee seurata ja sitä varten on perustettava kattava seurantajärjestelmä. Seurannan tulosten perusteella tulee tehdä päätökset uusista tarvittavista toimenpiteistä. Sekä Euroopan neuvosto että parlamentti ovat päätöslauselmissaan suhtautuneet myönteisesti tiedonannossa esitettyyn maaperänsuojelustrategia-työhön.

Konkreettisina toimenpiteinä luvattiin kesäkuuhun 2004 mennessä tiedonanto maaperän eroosion torjumisesta, orgaanisen aineen vähenemisen ehkäisemisestä sekä pilaantuneen maaperän puhdistamisesta sekä direktiiviehdotus maaperän seurannasta. Aikataulua ja lähestymistapaakin on sittemmin muutettu. Myös biojäte- ja lieteasiat on päätetty käsitellä maaperänsuojelustrategian yhteydessä. Maaperän monitorointia koskevan direktiiviehdotuksen ja tiedonannon sijaan komissio valmistelee "maaperänsuojelupaketin", johon strategisen osan lisäksi kuuluvat myös seuranta-, biojäte- ja lieteasiat. Paketin arvioidaan valmistuvan vuoden 2005 loppupuoliskolla. Koska

valmistelu on vasta siirtynyt uudelle komissiolle, ovat muotoseikat jonkin verran epävarmoja. On kuitenkin erittäin todennäköistä, että kyseeseen tulee maaperäpuitedirektiivi.

Tekniset työryhmät

Maaperänsuojelustrategiatyön ensimmäistä tiedonantoa seurasi noin vuoden kestänyt interaktiivinen vaihe, jota valmisteltiin komissiossa yhteistyössä jäsenvaltioiden, silloisten liittyjämaiden, EU-laitosten, erilaisten tutkimuslaitosten ja niiden liittymien sekä sidosryhmien kanssa. Työtä varten perustettiin viisi teknistä työtyhmää: maaperän seuranta, pilaantuminen, orgaanisen aineen väheneminen, eroosio ja tutkimus. Työtä ohjasi noin satajäseninen neuvoa-antava foorumi. Suomella oli edustajat kaikissa ryhmissä eroosiota lukuun ottamatta. Tekniset työryhmät saivat työnsä valmiiksi kesän 2004 alussa, minkä jälkeen valmistelutyö siirtyi komissioon. Komission vaihtuminen on viivästyttänyt valmistelua.

Työryhmien loppuraportit löytyvät seuraavasta nettiosoitteesta:
http://eursoils.jrc.it/ESBD_Archive/eusoils_docs/doc.html#OtherReports.

Maaperän seurantatyöryhmän ehdotukset

Maaperän seurantaa käsittelevän teknisen työryhmän työn tuloksena odotettiin ehdotusta maaperän monitorointimenettelystä, jota voitaisiin käyttää suoraan komission säädösvalmistelun pohjana. Monitoroinnin tulee kattaa kaikki tiedonannossa tunnistetut kahdeksan uhkaa. Työssä edellytettiin käytettävän ns. DPSIR-viitekehystä (drivers/uhat, pressures/kuormitus, state/tila, impact/vaikutus, results/keinot /toimet). Kehyksen käyttö ei onnistunut käytännössä. Työryhmän saavutukset jäivät yleiselle tasolle ja ryhmä ehdottikin seuraavaksi askeleeksi EU-tason koordinaatioryhmän perustamista ohjeistamaan käytännössä seurantaa. Seurannan ensimmäinen vaihe perustuisi työryhmän esityksen mukaan olemassa olevan monitorointitiedon hyödyntämiseen. Olemassa olevat järjestelmät ja niiden edustavuus arvioitaisiin ensin kansallisesti, minkä jälkeen ne olisi tarkoitus sisällyttää EU:n seurantaan. Vasta toisessa vaiheessa kehitettäisiin lopullinen seurantajärjestelmä ja ruvettaisiin noudattamaan sitä. Työryhmä keskittyi pitkälti klassiseen parametriseurantaan. Koska muutokset maaperässä tapahtuvat hitaasti, tarvittaisiin myös indikaattoreihin perustuvaa seurantaa. Nähtäväksi jää, miten työryhmän ehdotukset muokkautuvat komission valmistelussa.

Wienin tutkimuskonferenssi, tutkimusohjelmaesite

Wienissä järjestettiin lokakuussa 2004 EU-workshop, jonka tavoitteena oli määritellä keskeisiä maaperänsuojelun tutkimusaiheita ja –tarpeita Euroopan unionin seitsemännen tutkimuksen puiteohjelmaa varten. Konferenssin työskentely pohjautui tutkimusta käsitelleen teknisen työryhmän työhön (TWG Research).

Konferenssin tuloksena syntyi esite tutkimusohjelmaksi ”Scientific Basis for the Management of European Soil Resources – Research Agenda. Ohjelmassa esitetään DPSIR-viitekehyksen avulla analysoituina viisi tiedeyhteisön tunnistamaa priorisoitua tutkimusaluetta:

1) maaperän toimintoihin ja laatuun vaikuttavat prosessit
2) maaperän prosessien ja parametrien alueelliset ja ajalliset muutokset (S = state)
3) maaperän uhkien ekologiset, taloudelliset ja yhteiskunnalliset tekijät (D=driver ja P=pressure)
4) maaperän ekopalveluihin (eco-services) vaikuttavat tekijät/uhat (I=impact), ja
5) maaperänsuojelun strategiat ja toiminnalliset menettelytavat (R=responeces)

Esitteen toivotaan leviävän laajalle Euroopan tiedeyhteisöön, eri maihin ja komissioon. Ohjelman toivotaan ainakin osittain toteutuvan tulevina vuosina sekä seitsemännen tutkimuksen puiteohjelman että kansallisten ohjelmien puitteissa. Perustettu Euroopan maaperätieteen yhteisö (European Confederation of Soil Science Societes ECSSS) huolehtii jatkossa ohjelman päivittämisestä.

Vital Soil -konferenssi

EU:n puheenjohtajamaana toiminut Hollanti järjesti marraskuussa 2004 yhdessä komission ympäristöpääosaston kanssa päättäjätason Vital Soil –konferenssin, jonka tarkoituksena oli ohjeistaa strategiatyön seuraavia vaiheita. Konferenssin keskustelut käytiin tiedonannon, Neuvoston ja Parlamentin päätelmien sekä teknisten työryhmien loppuraporttien pohjalta. Suomesta kokouksessa oli neljä osallistujaa.

Konferenssin valmistelua varten jäsenmaille oli toimitettu etukäteiskysely. Vastausten perusteella valtaosaa tiedonannossa esitetyistä uhkista pidettiin edelleen erityisen merkityksellisinä maaperänsuojelun kannalta. Tärkeimmiksi ongelmiksi todettiin eroosio, pilaantuminen ja orgaanisen aineksen vähentyminen. Jäsenmaat pitivät maaperänsuojelun ja sen vaatimien toimien tavoitteiden ja periaatteiden selkeää määrittelyä maaperästrategian tärkeinä elementteinä. Vastanneista maista kolme (Suomi, Hollanti ja Saksa) eivät olleet pitäneet puitedirektiiviä parhaana muotona strategialle. Suomen vastauksessa oltiin erityisen huolestuneita siitä, että jätehuollon suurten muutosten takia kiireesti tarvittavat tarkistettu lietedirektiivi ja uusi biojätedirektiivi jäisivät mahdollisen puitedirektiivityön jalkoihin.

Ympäristöpääosaston johtaja Catherine Day kertoi konferenssin avauspuheenvuorossa EU:n maaperän suojelustrategialla olevan selkeä tarve, sillä vaikka maaperää suojellaan parhaiten kansallisista lähtökohdista ja paikallisin keinoin, vaikuttavat tietyt maaperään liittyvät ongelmat myös yli rajojen. Yhteinen EU:n strategia ei tarkoita, että läheisyysperiaatteen mukainen paikallinen ja alueellinen sääntely ja keinovalikoima eivät olisi käytössä. Strategian päämääränä on maaperän suojelu ja parantaminen. Ympäristöseikkojen lisäksi strategiassa otetaan kantaa myös taloudellisiin ja sosiaalisiin seikkoihin. Myös olemassa olevien poliitikkojen mahdollisuudet huomioidaan. Komission pyrkimyksenä on, että strategia on valmis vuoden 2005 loppupuolella. Strategia tähtää maaperänsuojelun puitedirektiiviin. Komissio katsoo, että tarvetta yksityiskohtaiseen säätelyyn ei ole, mutta jotain lainsäädäntöä tarvitaan, jotta maaperään suojeluun kohdistuvat toimet ovat yhteensopivia jäsenmaissa. Myös riskinhallintaan liittyvät työkalut tulisi harmonisoida. Puheenvuoro loi uskoa strategian etenemiseen, mutta oli kovin yleinen ja jätti tulevan strategian sisällön edelleen pitkälti arvailujen varaan.

Konferenssissa käsiteltiin myös maaperän arvoa (soil as an asset). Maaperän kestävän käytön arvoa ei ole vielä tarkkaan ymmärretty, mutta huonontumisen kustannuksia on arvioitu. Maaperän huonontumisen taloudellisia vaikutuksia oli tutkittu komission toimeksiannosta neljällä tapaustarkastelulla, joissa tutkittiin eroosiota, pilaantumista, suolaantumista ja orgaanisen aineksen vähentymistä useammassa maassa. Tutkimusten pääkohteena olivat huonontumisen aiheuttamat nykyiset kustannukset eli tulevia kustannuksia tai maaperänsuojelun kustannusvaikutuksia ei oltu arvioitu. Lopputulemana oli, että käyttökelpoisia tutkimusmetodeita on kyllä olemassa, mutta niiden käyttöön tarvittavat tiedot ovat hajanaisia. Mitä kauemmas mennään maaperän perinteisistä käyttötarkoituksesta, sitä vähemmän tietoa voidaan saada taloudellisista vaikutuksista. Vaikutuksia on vaikea arvioida tarkkaan, mutta suuruusluokka voidaan saada selville. Kustannukset ovat suuria ja ne kumuloituvat ajan myötä.

Konferenssissa käydyissä keskusteluissa tultiin siihen tulokseen, että maaperän suojelun vaatimukset täytyy sisällyttää kaikkiin relevantteihin poliitikkoihin, joista ensisijaisia ovat sisämarkkinoita, maanviljelyä (CAP), maankäyttöä ja alueellista suunnittelua koskevat politiikat. Tämän integroinnin lisäksi maaperä tarvitsee myös omat poliittiset puitteet, joiden avulla huolehditaan maaperän ja sen toimintojen suojelemisesta tulevia sukupolvia varten. EU:n maaperänsuojelupolitiikassa tulisi vaatia tarkoituksenmukaisia toimia sekä paikallisella, kansallisella että yhteisön tasolla. Puitteissa tulisi esittää pitkän tähtäimen tavoitteet ja suunnitellut lähestymistavat läheisyysperiaatetta todellisesti kunnioittaen. Puitelähestymistapa voi johtaa maaperänsuojelun kannalta myöhemmässä vaiheessa suurempiin päämääriin ja integrointihaasteisiin.

Konferenssissa käsiteltiin Wienin konferenssin pohjalta työstettyä tutkimusohjelmaesitettä ja todettiin, että ohjelma tarvitsee toteutuakseen priorisoidun toimintasuunnitelman sekä kansallisia ja yhteisön määrärahoja, etenkin EU:n seitsemännessä tutkimuksen puiteohjelmassa. Esite tullaan

lähettämään jäsenmaihin kommenteille.

Konferenssissa painotettiin lietedirektiivin tarkistamisen ja biojätedirektiivin valmistelun tärkeyttä, jotta lietteiden ja biojätteiden sisältämä orgaaninen aines saataisiin turvallisesti hyödynnettyä. Näin Suomi sai tukea tärkeänä pitämälleen asialle.

Yhteisön maaperän seurannan osalta todettiin mm., että sen tulee tukea politiikkaa, käsitellä kaikkia tunnistettuja kahdeksaa uhkaa, olla kustannustehokasta ja hyödyntää olemassa olevia menettelyjä (kuten CORINEa ja LUCASta). Kaukokartoitusta ja indikaattoreita pidettiin tärkeänä. Seurantaa tulee kehittää vaiheittain vertailtavuus ja harmonisointi mielessä pitäen. Seurannan tulee keskittyä riskialueille.

Konferenssissa esiteltiin lisäksi 11organisaation valmistelema julistus Euroopan maaperän perinnöstä ja geodiversiteetistä (European Manifesto on Earth Heritage and Geodiversity) toivomuksena, että EU ja sen jäsenmaat huomioivat ja suojelevat tätä rikasta perintöä kaikissa toimissaan. Julistusta koskeneessa esitteessä oli esimerkkejä ympäri Eurooppaa. Suomesta esimerkiksi oli nostettu Merenkurkku.

Konferenssin päätelmät esitettiin 20.12.2004 pidetyssä EU:n ympäristöministerineuvoston kokouksessa.

Maaperänsuojelutyön jatkuminen EU:ssa ja Suomessa

Maaperäsuojelustrategian seuraava virallinen askel on siis odotettavissa vuoden 2005 loppupuolella. Komissiosta joulukuun alussa saadun tiedon mukaan komissio antanee marraskuussa 2005 ehdotuksensa maaperäpuitedirektiiviksi (soil framework directive). Maaperän seuranta sisältyisi puitedirektiiviin, mutta lietteiden ja biojätteiden osalta annettaneen erilliset direktiivit.

Maaperänsuojelustrategia on tarpeen edistämään maaperänsuojelua ja sen ongelma-alueiden selvittämistä. Suomen kannalta on oleellista varmistaa, että kansalliset erityispiirteet tulevat huomioiduksi ja läheisyysperiaatetta noudatetaan tulevaa (direktiivi)ehdotusta työstettäessä. Suomen maaperänsuojelun erikoispiirteitä ovat mm. maankäytöltään laaja metsätalous ja peltomaan pieni (alle 10 %) osuus pinta-alasta, maaperäolojen ja maankäytönkin mosaiikkimainen vaihtelevuus sekä harva asutus (17 hlö/km^2). Näiden piirteiden huomioon ottaminen on tärkeää mm. seurantaa suunniteltaessa.

Strategiatyötä seuraamaan sekä Suomessa tehtävää valmistelua ohjaamaan on koottu epävirallinen taustaryhmä, jossa on tällä hetkellä edustajia ympäristöministeriön lisäksi myös maa- ja metsätalousministeriöstä, Suomen ympäristökeskuksesta (Syke), Geologian tutkimuskeskuksesta (GTK), Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskuksesta (MTT) sekä Metsäntutkimuslaitoksesta (Metla). Ryhmän kokoonpanoa laajennetaan viimeistään komission ehdotuksen sisällön paljastuttua.

Todennäköisen puitedirektiivin saaminen aikaiseksi tulee viemään vielä monta vuotta. Kuitenkin voidaan todeta, että jo tiedonannon jälkeen maaperänsuojelun asema on selvästi kohentunut. Maaperää koskeva tutkimus saanee nyt aiempaa suuremman painon EU:n seitsemännessä tutkimuksen puiteohjelmassa. Maaperänsuojelutietoisuuden parantaminen on sekä kansallinen että yhteisön tason haaste, johon on nyt oikea hetki vastata. Maaperätieteen seuralla on tässä työssä merkittävä tehtävänsä.

Kirjallisuutta

1. CEC 2002. Komission tiedonanto neuvostolle, Euroopan parlamentille, talous- ja sosiaalikomitealle ja alueiden komitealle - Kohti maaperänsuojelun teemakohtaista strategiaa, KOM(2002) 179 lopullinen. Euroopan yhteisöjen komissio, Bryssel http://europa.eu.int/eur-lex/fi/com/pdf/2002/com2002_0179fi01.pdf
2. European Confederation of Soil Science Societes. Scientific Basis for the Management of European Soil Resources – Research Agenda, ECSSS –esite 2004
3. Maaperästrategiaa valmistelleiden teknisten työryhmien raportit: http://eursoils.jrc.it/ESBD_Archive/eusoils_docs/doc.html#OtherReports.
4. Kosola Marja-Leena ja Kylä-Setälä Annamaija, Ympäristö- ja terveys-lehti 6:2001, ss. 38-42

5. Kylä-Setälä A. ja Assmuth T., 1996. Suomen maaperän tila, kuormitus ja suojelu. Suomen ympäristö 10. Suomen ympäristökeskus 1996.
6. Kylä-Setälä A. 1998, Maaperänsuojelun toteutuminen alueellisella tasolla – esimerkkinä Satakunta. Suomen ympäristö 192. Suomen ympäristökeskus 1998
7. Lehtinen, H. 2000, Maaperänsuojelun toteutuminen paikallistasolla – Tapaustutkimus kahdeksassa kunnassa, Suomen ympäristö 423, Suomen ympäristökeskus 2000
8. Lehtinen, H. Ja Tanskanen, P. 2003. Maaperänsuojelun indikaattorit – tausta-aineisto kansallisten indikaattorien kehittämistä varten, Suomen ympäristökeskuksen moniste 287, Suomen ympäristökeskus 2003. http://www.ymparisto.fi/julkaisut
9. Niemi J ja Heinonen P., 2003. Ympäristön seuranta Suomessa 2003 – 2005, Suomen ympäristö 616, Suomen ympäristökeskus 2003.
10. Seppälä, M. ja Idman, H. (toim.). 2004. Geologian tutkimuskeskuksen ja Suomen ympäristökeskuksen tutkimusseminaari 5.11.2004, Suomen ympäristö 726, Suomen ympäristökeskus 2004. http://www.ymparisto.fi/julkaisut
11. Starr, M. Lehtinen, H., Sippola J ja Tarvainen T., Soil Monitoring programmes is Finland, Pro Terra No 4/2000, 13-152.
12. Ympäristöministeriö 1998. Maaperänsuojelun tavoitteet. Maaperänsuojelun tavoiteryhmän mietintö. Suomen ympäristö 248.

Sessio I

Teema: Maaperän biologia ja ekologia

Maaperän biologia; mikrobit, maaperäeläimet ja niiden muodostamat ravintoverkot, niiden mittaaminen ja vuorovaikutukset mm. ravinnekiertojen ja maan rakenteen kannalta.

Maanalaisten ja -päällisten ravintoverkkojen väliset vuorovaikutussuhteet – mutualismia ekosysteemitasolla?

Ecological linkages between belowground and aboveground biota – mutualism at the ecosystem level?

Heikki Setälä

Helsingin yliopisto, ympäristöekologian laitos, Niemenkatu 73, 1540 Lahti

Taustaa

Maaperän ravintoverkkoja ja maanpäällisiä ravintoverkkoja on perinteisesti tarkastelu erillisinä tutkimuskohteina. Maanpäällisiin systeemeihin kohdistuvat tutkimukset kiinnittävät tänäkin päivänä niukasti huomiota maaperään monipuoliseen eliöstöön ja sen toimintoihin. On kuitenkin selvää, että maanalaiset ja - päälliset systeemit ovat tiukasti kytkeytyneet toisiinsa; ilman ravinnekierroista vastaavaa maaperän hajottajaeliöstöä kasveista riippuvien maanpäällisten ravintoverkkojen toiminta olisi mahdotonta. Toisaalta, ilman kasvien tarjoamaa polttoainetta, hiiltä, maaperän hajottajaeliöstö ja sen suorittamat hajotusprosessit hiipuisivat (1). Kyseisissä vastavuoroisissa vuorovaikutussuhteissa voidaan erottaa sekä suoria että epäsuoria interaktioita. Ensimmäisestä esimerkkinä voidaan mainita kasvien juuria hyödyntävät maaperän eliöt, kuten patogeenit ja juuriherbivorit. Maaperän hajottajaeliöstön vaikutus kasveihin ja niihin pohjautuvaan maanpäälliseen ravintoverkkoon on puolestaan epäsuoraa—näiden säännellessä kasveille käyttökelpoisten ravinteiden saatavuutta. Kyse on palautejärjestelmästä, jonka nykyisen tiedon mukaan uskotaan kontrolloivan ekosysteemien rakennetta ja toimintoja ja joka laajemmassa, ekosysteemitason perspektiivissä näyttäisi saavan selvät mutualistiset tunnusmerkit. Tässä esityksessä tarkastelen ”ylä- ja alakerran väkeä” ja sen vuoropuhelua mutualismin näkökulmasta, samalla esittäen tuoretta tietoa kyseisen palautekoneiston ”rattaiden” välisistä hienopiirteisistä vuorovaikutussuhteista. Esitelmä jakautuu kahteen osaan, joista ensimmäisessä tarkastelen kasvien vaikutusta maaperän eliöyhteisöihin ja toisessa maaperäeliöstön vaikutuksia kasveihin ja maanpäällisiin ravintoverkkoihin.

Kasvien vaikutus maaperän eliöyhteisöihin

Oppikirjaesimerkeistä on tuttua, että maaperän mikrobiston ja eläimistön biomassa ja biodiversiteetti riippuvat maahan varisevan karikkeen määrästä. Uusimmat tutkimukset viittaavat kuitenkin siihen, että kasvillisuuden nettoperustuotannolla eli resurssien määrällä olisi verrattain vähäinen vaikutus maaperän hajottajaeliöstöön. Kasviperäisen resurssin laatu näyttäisi sen sijaan olevan määräävässä asemassa paitsi maaperäeliöstön rakenteen, myös sen toiminnan säätelijänä. Esimerkiksi kanervan ja variksenmarjan tiedetään tuottavan vaikeasti hajoavaa tanniinipitoista kariketta, mikä paitsi hidastaa typen mineralisaatiota, myös stimuloi hajottajasienten ja niihin pohjautuvan ravintoverkon kasvua. Monet heinät ja ruohot puolestaan tuottavat helposti hajoavaa kariketta, mikä edistää bakteerien ja bakteerinsyöjien kasvua ja siten kiihdyttää ravinteiden vapautumista karikkeesta. Paitsi karikkeen, myös juurieritteiden määrällä ja etenkin niiden laadulla näyttäisi olevan maaperän hajottajaeliöstön rakennetta ja toimintaa kontrolloiva vaikutus. Eliöiden trofiatasolla on tähän kuitenkin vaikutusta siten, että monet eliöryhmät, kuten bakteerit ja eräät mikrobinsyöjät, näyttäisivät olevan ennemminkin petojen (top-down) kuin ravintoresurssin (bottom-up) säätelemiä. Maan hajottajasienien uskotaan puolestaan olevan resurssirajoitteisia, samoin kuin monien hajottajaravintoverkon petojen (2).

Maanpäällisten syömäsuhteiden tiedetään myös vaikuttavan – epäsuorasti, laidunnettavan kasvin kautta- maaperän hajottajaravintoverkkoon ja sen toimintaan. Lehtien ja versojen laidunnus voi vapauttaa ritsosfääriin huomattavan määrän hiilipitoisia yhdisteitä, mikä puolestaan stimuloi maan mikrobiaktiivisuutta. Tämä voi muodostaa lyhyen aikavälin palautejärjestelmän maan yläpuolisiin ravintoverkkoihin esimerkiksi kasvillisuuden lisääntyneen typpipitoisuuden välityksellä (3).

Pidemmällä aikavälillä herbivorien vaikutus maahan varisevan karikkeen laatuun ja määrään voi olla maaperäeliöstölle joko positiivinen tai negatiivinen. On tunnettua, että kasvinsyöjien valikoiva laidunnus vaikuttaa kasvillisuuden rakenteeseen ja sitä kautta maahan varisevan karikkeen laatuun (4). Heikkotuottoisilla, vähäravinteisilla alueilla hirvieläimet valikoivat ravinnokseen nopeakasvuisia, runsaasti ravinteita sisältäviä kasvilajeja ja siten parantavat havukasvien (heikompilaatuinen karike) kilpailuetua. Tämä johtaa havukasvien runsastumiseen, maaperän ravinnesaatavuuden heikkenemiseen ja sienivaltaisen hajottajaravintoverkon voimistumiseen. Tällaisessa maaperässä eloperäisen aineen hajoaminen on hidasta ja ravinteiden immobilisaatio voimakasta, mikä edelleen parantaa havupuiden selviämistä ekosysteemissä. Runsastuottoisilla ja ravinteikkailla mailla huomattavasti suurempi osa kasvituotosta syödään ja palautuu maaperään laiduntajien ulosteina ja virtsana. Seurauksena on runsasravinteisten kasvien menestyminen, mikä puolestaan edistää bakteeri- ja lierovaltaisten ravintoverkkojen syntymisen ja tätä kautta nopeiden ravinnekiertojen muodostumisen (2). Nämä esimerkit viittaavat maanalaisten ja –päällisten ravintoverkkojen tiukkaan kytkentään ja painottavat kasvien tärkeää asemaa ravintoverkkojen välittäjinä.

Maaperän eliöyhteisöjen vaikutukset kasveihin ja maanpäällisiin ravintoverkkoihin

Jotta ylläkuvattu palautejärjestelmä toimisi, on selvää, että maaperän eliöillä tulee olla selvä vaikutus kasvien kasvuun. On hyvin tunnettua, että juuripatogeenit ja -herbivorit vaikuttavat suoraan ja negatiivisesti isäntäkasvin hiili- ja ravinnevarastoihin ja siten heikentävät sen kasvua ja selviytymistä (5). Positiivisesta suorasta palautteesta kasvin ja juuriassosiaatin välillä tunnetuin esimerkki lienee kasvin ja mykorritsasienen välinen mutualistinen suhde. Kasvien ja maaperäeliöstön välisten epäsuorien vuorovaikutussuhteiden kirjo on vieläkin kattavampi. Laiduntaessaan mikrobeja (ja kariketta) maaperäeläimet vapauttavat niiden biomassaan sitoutuneet ravinteet, siten parantaen kasveille käyttökelpoisten ravinteiden saatavuutta ja nettoperustuotantoa (6). Viimeaikaiset tutkimukset ovat osoittaneet, että maaperän hajottajaravintoverkon manipuloiminen voi johtaa myös kasviyhteisön rakenteen muutokseen (7)

Maaperäeläinten suorien ja epäsuorien vaikutusten maan ravinnetilaan ja kasvien kasvuun voidaan odottaa heijastuvan myös maanpäällisiin laiduntajiin. Sekä kasvinesteitä hyödyntävien kirvojen (8) että lehtiä laiduntavien perhostoukkien (9) kasvun ja kuolleisuuden onkin osoitettu kytkeytyvän kasvin juuristossa elävän maaperäeläimistön rakenteeseen. Myös juuria laiduntavien selkärangattomien on todettu vaikuttavan paitsi lehtiä imevien kirvojen, myös lehtiä laiduntavien kovakuoriaisten kasvuun (10).

Ympyrä sulkeutuu

Ylläkuvatut esimerkit osoittavat, että maanpäällistä ja –alaista ravintoverkkoa tulee tarkastella yhdenveroisina ja samanaikaisesti, jotta ekosysteemien, yhteisöjen ja populaatioiden rakennetta ja toimintaa kontrolloivat mekanismit palautejärjestelmineen voidaan havaita ja ymmärtää. Oleellista on tunnistaa kasvien keskeinen asema terrestristen ekosysteemien mutualistisessa palautejärjestelmässä. Uusimmat tutkimukset painottavat kasvien ekofysiologisten ryhmien merkitystä ekosysteemiprosessien säätelyssä: linkki karikelaadun, sieni vs. bakteerivaltaisen ravintoverkon, maan ravinteisuuden ja kasveja laiduntavien eläinten välillä on selvempi kuin on osattu olettaa. On kuitenkin huomattava, että maanalaisten ja –päällisten palautejärjestelmiin liittyvien lukuisten interaktioiden etumerkki (+/-) näyttäisi olevan tilanneriippuvaa. Vaikka maaperäeliöiden ja kasvien välinen interaktio on laajassa mittakaavassa aina mutualistinen, yksittäiset vuorovaikutussuhteet vaihtelevat, ajassa ja paikassa, predaatiosta kommensalismin kautta mutualismiin (11).

Kirjallisuus

1. Wardle, D.A. 2002. Communities and ecosystems: Linking the aboveground and belowground Components. Princeton University Press, Princeteon, NJ.
2. Wardle, D., Bardgett, R., Klironmomos, J., van Putten, W, Setälä, H., and Wall, D. 2004. Linkages between aboveground and belowground biota: community- and ecosystem-level implications. Science 304: 1629-1633.
3. Hamilton, E.W, III, and Frank , D.A. 2001.Can plants stimulate soil microbes and their own nutrient supply? Evidence from a grazing tolerant grass. Ecology 82: 2397–2402.
4. Pastor, J., Dewey, B., Naiman, R. J., McInnes, P. F., and Cohen Y. 1993. Moose Browsing and Soil Fertility in the Boreal Forests of Isle Royale National Park. Ecology: 74: 467–480.
5. Bever, J.D., Westover, K.M., Antonovics, J. 1997. Incorporating the Soil Community into Plant Population Dynamics: The Utility of the Feedback Approach. The Journal of Ecology 85: 561-573.
6. Setälä, H, and Huhta, V. 1991. Soil fauna increase Betula pendula growth: laboratory experiments with coniferous forest floor. Ecology 72:665-671.
7. Bradford, M. A., Jones, T. H., Bardgett, R. D., Black, H. I. J., Boag, B., Bonkowski, M., Cook, R., Eggers, T., Gange, A.C. , Grayston, S.J., Kandeler, E., McCaig, A.E, Newington, J.E., Prosser, J.I., Setälä, H., Staddon, P.L., Tordoff, G..M., Tscherko, D., Lawton J.H. 2002. Impacts of Soil Faunal Community Composition on Model Grassland Ecosystems. Science 298: 615-618.
8. Scheu, S., Theenhaus, A. & Jones, T. H. 1999. Links between the detritivore and the herbivore system: effects of earthworms and Collembola on plant growth and aphid development. Oecologia 119: 541-51.
9. Newington, J.E., Setälä, H., Bezemer, T.M. and Jones, T.H. 2004. Leaf-chewer performance is affected by earthworm community composition. Functional Ecology 18: 746-751.
10. Brown, V.K. and Gange, A.C. 2002. Tritrophic below- and above-ground interactions in succession. Multitrophic interactions in decomposer food webs. In. Tscharntke, T. and Hawkins, B. (eds.) Multitrophic level interactions. Cambridge University Press.
11. Setälä, H., Berg. M., and Jones, T.H. 2005 Trophic Structure and Functional redundancy in Soil Communities. Cambridge University Press (in press)

Koivu vs. havupuut: Maan orgaanisen aineen laatu ja typen transformaatiot

Birch vs. conifers: Soil organic matter quality and N transformations

Aino Smolander[1)], Sanna Kanerva[1)], Raimo Ketola[2)], Oili Kiikkilä[1)], Tapio Kotiaho[3)], Jyrki Loponen[3)], Kimmo Suominen[1,5)] ja Veikko Kitunen[1)]

1) Metsäntutkimuslaitos, Vantaan tutkimuskeskus, PL 18, 01301 Vantaa
2) VTT Prosessit, PL 1500, 02044 VTT, Espoo ja Farmasian laitos, DDTC, PL 56, 00014 Helsingin yliopisto
3) Kemian laitos, PL 55, 00014 Helsingin yliopisto
4) Kemian laitos, Vatselankatu 2, Turun yliopisto, 20014 Turku
5) nykyinen työ: Kasvintuotannon tarkastuskeskus, PL 83, 01301 Vantaa

Johdanto

Vaikka eri puulajit kehittyvät luontaisesti osin erilaisille kasvupaikoille, ne myös muuttavat kasvualustaansa. Metsikön valaistus- ja lämpöoloissa, metsikkösadannan määrässä ja laadussa, lehti- ja juurikarikkeen määrässä, rakenteessa ja kemiallisessa koostumuksessa sekä juurten toiminnassa on puulajikohtaisia eroja (1). Näiden tekijöiden välityksellä puulajikoostumus vaikuttaa maan fysikaalisiin, kemiallisiin ja biologisiin ominaisuuksiin.

Tämän tutkimuksen tavoitteena oli saada tietoa karikkeen ja maan orgaanisen aineen koostumuksesta ja hiilen ja typen transformaatioista koivu- ja havumetsissä. Kiinnostuksen kohteena on ollut erityisesti maan liukoinen orgaaninen aines ja kasvin sekundääriaineet sekä niiden suhde hiilen ja typen kierron kannalta oleellisten mikrobitoimintojen kanssa eri puulajien metsiköissä.

Aineisto ja menetelmät

Tutkimuksessa verrattiin rauduskoivikoita, kuusikoita ja männiköitä, jotka kasvoivat alunperin samanlaisessa maaperässä. Pääasiallinen tutkimuskohde oli Kivalossa, Rovaniemen maalaiskunnassa oleva 70 v puulajikoe, mutta eteläisempiäkin puulajikokeita tutkittiin. Humuskerroksesta otetuista näytteistä mitattiin hiilen ja typen kierron mikrobiaktiivisuuksia, kasvin sekundääriaineiden, erityisesti fenolisten yhdisteiden ja terpeenien pitoisuuksia sekä luonnehdittiin veteen uuttuvaa liukoista orgaanista hiiltä ja typpeä. Laboratoriokokeissa selvitettiin tarkemmin mahdollisia syy- ja seuraussuhteita esim. kasvin sekundääriaineiden ja maan hiilen ja typen transformaatioiden välillä.

Tulokset ja tarkastelu

Sekä mikrobibiomassaan sitoutuneen hiilen että typen määrä oli suurin koivikon humuskerroksessa (1, 2, 3). Samoin mikrobibiomassaan sitoutuneen hiilen ja typen osuus maan orgaanisesta hiilestä ja typestä oli suurin koivikon maassa. Hiilen mineralisaation ja typen nettomineralisaation osalta tulokset eivät ole yksiselitteisiä, vaan vaihtelevat paikkakohtaisesti. Joka tapauksessa molemmat ovat usein voimakkaampia koivikon kuin havumetsän maassa. Nettonitrifikaatio oli useimmissa maissa olematonta.

Samoista maanäytteistä mitattiin veteen uuttuvan liukoisen orgaanisen hiilen (DOC) ja typen (DON) pitoisuuksia. Hiilen mineralisaation todettiin korreloivan positiivisesti DOC:n pitoisuuden kanssa. Liukoisen orgaanisen typen merkitys korostui havupuumaissa, joissa sen pitoisuuden suhde mineraalitypen pitoisuuteen oli korkeampi kuin koivikkomaissa. Liukoinen orgaaninen aine, sekä DOC että DON, fraktioitiin molekyylikokojakauman mukaan ja kemiallisen luonteen mukaan (hydrofiiliset ja hydrofobiset happamat, emäksiset ja neutraalit aineet). Kumpikaan luokittelu ei paljastanut merkittäviä puulajien välisiä eroja (2, 3). Maan liukoisen orgaanisen aineen

hajotettavuutta ja saatavuutta/myrkyllisyyttä mikrobistolle tutkitaan (ks. Kiikkilä ym., posteri tässä kokouksessa, 4).

Kasvin sekundääriainetutkimuksissa kehiteltiin menetelmiä terpeenien ja tanniinien mittaamiseksi maanäytteistä. Uusi dynaaminen näytteenottomenetelmä otettiin käyttöön haihtuvien yhdisteiden hetkellisten pitoisuuksien mittaamisessa kenttäolosuhteissa. Kuusikon ja männikön maan mikroilmassa todettiin merkittäviä määriä monoterpeenejä, esim. α- ja β-pineeniä (5). Sitä vastoin monoterpeenien pitoisuudet koivikkomaassa olivat olemattomia. Myös korkeampien terpeenien pitoisuuksissa oli puulajikohtaisia eroja (3) samoin kuin totaalifenolien ja fenolihappojen pitoisuuksissa (3, 6). Kondensoituneiden tanniinien, jotka tunnetaan mm. kyvystään muodostaa vaikeasti hajoavia proteiini-tanniinikomplekseja, pitoisuus oli suurempi havupuumaissa kuin koivikkomaissa (Loponen ym., posteri tässä kokouksessa, 3).

Havupuiden neulasista uutettuja tanniinifraktioita lisättiin maahan laboratoriokokeissa, joissa seurattiin hiilen ja typen transformaatiota. Fraktioiden todettiin vaikuttavan typen nettomineralisaatioon erilaisin mekanismein (Kanerva ym. käsikirjoitus). Samankaltaisia kokeita on tehty havupuille tyypillisillä monoterpeeneillä. esim. lisäämällä niitä koivikkomaahan ja seuraamalla hiilen ja typen transformaatiota. Tulokset viittaavat siihen, että kasvin sekundääriaineilla voi olla merkittävä rooli hiilen ja typen kierron säätelyssä. Erityisesti havupuille tyypilliset yhdisteet saattavat vähentää typen nettomineralisaatiota.

Kirjallisuus

1. Priha, O. 1999. Microbial activities in soils under Scots pine, Norway spruce and silver birch. Väitöskirja, Helsingin yliopisto. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 731: 1999.
2. Smolander, A. ja Kitunen, V. 2002. Soil microbial activities and characteristics of dissolved organic C and N in relation to tree species. Soil Biology and Biochemistry 34: 651-660.
3. Smolander, A. Loponen, J., Suominen, K. ja Kitunen, V. 2004. Organic matter characteristics and C and N transformations in the humus layer under two tree species: Betula pendula and Picea abies. Soil Biology and Biochemistry, tarjottu.
4. Kiikkilä, O., Kitunen, V. ja Smolander, A. 2004. Degradability of dissolved soil organic carbon and nitrogen in relation to tree species. FEMS Microbiology Ecology, painossa.
5. Suominen, K. , Kitunen, V., Kotiaho, T., Ketola, R. ja Smolander, A. 2001. Concentrations of volatile monoterpenes in forest soil microair under Picea abies, Pinus sylvestris and Betula pendula. biochemical processes and cycling of elements in the environment. Teoksessa: Weber, J., Jamwroz, E., Drozd, J. ja Karczewska, A. (toim.) s. 371-372.
6. Suominen, K. Kitunen, V. ja Smolander, A. 2003. Characteristics of dissolved organic matter and phenolic compounds in forest soils under silver birch (Betula pendula), Norway spruce (Picea abies) and Scots pine (Pinus sylvestris). European Journal of Soil Science 54: 287-293.

Polyamiinien merkitys ektomykorritsasienen ja isäntäkasvin välisessä vuorovaikutuksessa

Role of polyamines in the interaction between an ectomycorrhizal fungus and a host plant

Karoliina Niemi*[1], Suvi Sutela[2], Hely Häggman[2] ja Tytti Sarjala[3]

[1]Soveltavan biologian laitos, Helsingin yliopisto, PL 27, 00014 Helsingin yliopisto
[2]Biologian laitos, Oulun yliopisto, PL 3000, 90014 Oulun yliopisto
[3]Metsäntutkimuslaitos, Parkanon tutkimusasema, Kaironniementie 54, 39770 Parkano

Johdanto

Polyamiinit ovat positiivisesti varautuneita, alifaattisia typpipitoisia yhdisteitä, jotka ottavat osaa kaikkien organismien kasvun ja kehityksen säätelyyn. Yleisimmät polyamiinit, putreskiini (Put), spermidiini (Spd) ja spermiini (Spm) esiintyvät soluissa sekä vapaina että konjugoituneina. Kasvun säätelyn on arveltu riippuvan vapaiden polyamiinien pitoisuuksista solussa. Konjugoidut muodot voivat kuitenkin osallistua vapaiden polyamiinien varastoinnin lisäksi mm. solukalvojen stabilointiin, polyamiinien kuljetukseen ja puolustusreaktioihin (1-4).

Useiden eri hormonien, kuten auksiinien ja sytokiniinien tiedetään ottavan osaa mykorritsasymbioosin muodostumiseen sienen ja kasvin juuren välillä (5). Viime aikoina on myös saatu tietoa polyamiinien liittymisestä mykorritsan muodostumiseen. Tutkimusryhmämme on selvittänyt sekä ektomykorritsasienten polyamiinien tuottoa että näiden yhdisteiden liittymistä männyn (*Pinus sylvestris* L.) taimen ja ektomykorritsasienen väliseen vuorovaikutukseen (6-9).

Aineisto ja menetelmät

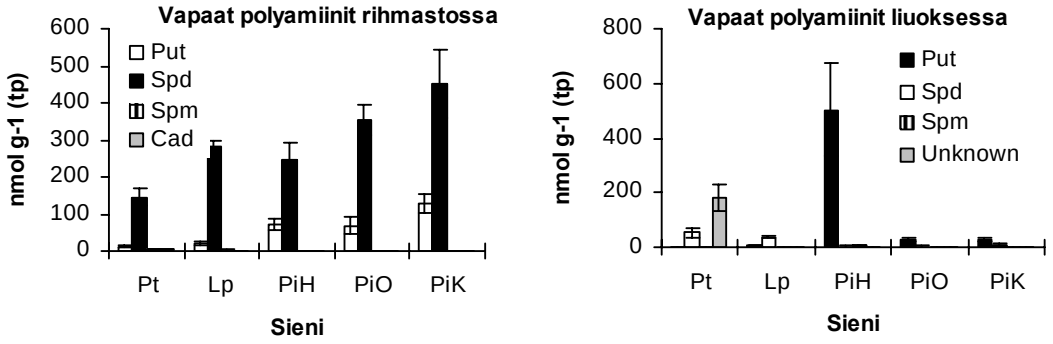
Männyn eri ektomykorritsasieniä kasvatettiin MMN-kasvatusliuoksessa neljän viikon ajan ja polyamiinien pitoisuuksia mitattiin sekä rihmastosta että kasvatusliuoksesta. Vapaat ja konjugoidut polyamiinit eristettiin 5 % perkloorihapossa (10, 11). Eristetyt polyamiinit dansyloitiin ja lopuksi erotettiin HPLC:lla (10).

Männyn taimia inokuloitiin kangastatin (*Suillus variegatus*) rihmastolla aseptisissa ja ei-aseptisissa olosuhteissa. Aseptisissa olosuhteissa seurattiin sekä taimen kasvua ja mykorritsan muodostusta että polyamiinipitoisuuksissa tapahtuvia muutoksia kokeen aikana. Ei-aseptisissa olosuhteissa polyamiinipitoisuudet mitattiin vain kokeen lopussa. Polyamiinit määritettiin eri kasvinosista samalla menetelmällä kuin tutkittaessa sienten tuottamia polyamiineja.

Tulokset ja tarkastelu

Spd oli yleisin vapaa polyamiini männyn ektomykorritsasienten rihmastossa (Kuva 1). Sen sijaan polyamiinien vapauttaminen kasvatusliuokseen vaihteli suuresti riippuen sienilajista ja -kannasta (Kuva 1). Pulkkosienen (*Paxillus involutus*) eri kannat sisälsivät myös konjugoitunutta Spd:ä.

Aseptisessa kasvatuksessa kangastatti paransi männyn juuren kasvua merkitsevästi: sekä juuren pituuskasvu että lateraalijuurten muodostuminen lisääntyivät hyvin nopeasti inokuloinnin jälkeen. Inokulointi nosti vapaan Put:n pitoisuutta neulasissa, varressa ja juuressa sekä konjugoidun Put:n määrää neulasissa. Myös Spd- ja Spm- pitoisuudet nousivat inokuloinnin seurauksena. Kokeen alussa juurista löydettiin polyamiinien hajoamistuotetta 1,3-diaminopropaania. Inokuloiduista taimista sitä ei enää havaittu viikon yhteiskasvatuksen jälkeen, kun taas kontrollitaimista sitä löydettiin vielä kaksi viikkoa myöhemmin.



Kuva 1. Vapaat polyamiinit ektomykorritsasienten rihmastossa ja MMN-kasvatusliuoksessa neljän viikon kasvatuksen jälkeen. Pt = hernekuukunen (*Pisolithus tinctorius*) Lp = lohisieni (*Laccaria proxima*) PiH, PiO ja PiK = kolme eri pulkkosienen (*Paxillus involutus*) kantaa.

Ei-aseptisissa olosuhteissa kangastatilla inokuloitujen taimien juuret sisälsivät huomattavasti korkeampia pitoisuuksia vapaata Put:a ja Spd:ä kuin kontrollitaimien juuret (Taulukko 1). Yksittäisissä mykorritsallisissa lyhytjuurissa pitoisuudet olivat vielä korkeammat kuin juurissa yleensä.

Taulukko 1. Kangastatin (*Suillus variegatus*) vaikutus vapaiden polyamiinien pitoisuuksiin männyn taimissa.

Näyte Polyamiini	Mykorritsallinen taimi nmol g^{-1}	Mykorritsaton taimi nmol g^{-1}
Neulaset		
Putreskiini	239±40	384±84
Spermidiini	91±27	56±5
Spermiini	35±6	37±9
Juuret		
Putreskiini	370±58	231±4
Spermidiini	500±70	228±56
Spermiini	20±5	15±2

Mykorritsasienet tuottavat ja vapauttavat suuria määriä polyamiineja *in vitro*. Sekä aseptiset että ei-aseptiset kokeet osoittavat, että inokulointi mykorritsasienellä vaikuttaa isäntäkasvin polyamiiniaineenvaihduntaan. Mykorritsan muodostus ja vaikutukset isäntäkasvin kasvuun näkyvät hyvin pian inokuloinnin jälkeen. Polyamiinien pitoisuuksien nousu näyttää liittyvän kiinteästi mykorritsan muodostumiseen ja kasvun kiihtymiseen. Mykorritsallisen juurenkärjen korkea polyamiinipitoisuus viittaa myös korkeaan metaboliseen aktiivisuuteen. Koska polyamiinien pitoisuudet solussa ovat kuitenkin paljon korkeammat kuin esim. auksiinien tai sytokiniinien pitoisuudet, ne eivät todennäköisesti toimi pelkästään kasvunsäätelijöinä. Niillä saattaa olla tärkeä rooli myös hormonaalisen signaalin välittäjinä.

Kirjallisuus

1. Tabor, C.W. ja Tabor, H. 1985. Polyamines in micro-organisms. Microbiol. Rev. 49: 81-99.
2. Del Duca, S. ja Serafini-Fracassini, D. 1993. Bound polyamines in plants. Curr. Topics Plant Physiol. 1: 83-102.
3. Martin-Tanguy, J. 1997. Conjugated polyamines and reproductive development: Biochemical, molecular and physiological approaches. Physiol. Plant. 100: 675-688.
4. Tassoni, A., Antognoni, F., Battistina, M.L., Sanvido, O. ja Bagni, N. 1998. Characterization of spermidine binding to solubilized plasma membrane proteins from zucchini hypocotyls. Plant Physiol. 117: 971-977.
5. Barker, S.A. ja Tagu, D. 2000. The roles of auxins and cytokinins in mycorrhizal symbiosis. J. Plant Growth Reg. 2: 144-154.
6. *Kytöviita, M.-M. ja Sarjala, T. 1997. Effects of defoliation and symbiosis on polyamine levels in pine and birch. Mycorrhiza 7:107-111.*
7. Niemi, K., Sarjala, T. ja Häggman, H. 2002. Effects of diamines on the interaction between ectomycorrhizal fungi and adventitious root formation on Scots pine in vitro. Tree. Physiol. 22:373-381.

8. Niemi, K., Häggman, H. ja Sarjala, T. 2003. Ectomycorrhizal fungal species and strains differ in their ability to produce free and conjugated polyamines. Mycorrhiza 13: 283-287.
9. Sarjala, T. ja Taulavuori, K. 2004. Fluctuation in free and conjugated polyamines in Scots pine seedlings after changes in temperature and daylength. Acta Physiol. Plant. 26: 271-279.
10. Sarjala, T. ja Kaunisto, S. 1993. Needle polyamine concentrations and potassium nutrition in Scots pine. Tree Physiol. 13:87-96.
11. Fornalé, S., Sarjala, T. ja Bagni, N. 1999. Endogenous polyamine content and metabolism in the ectomycorrhizal fungus *Paxillus involutus*. New Phytol. 143:581-587.

Lierojen ja muiden maaperäeläinten vuorovaikutukset metsämaassa

Interactions between earthworms and other soil fauna in forest soil

Veikko Huhta[1)] ja Mika Räty[2)]

[1)] Bio- ja ympäristötieteiden laitos, PL 35, 40014 Jyväskylän yliopisto
[2)] Ojalanlenkki 4, 80140 Joensuu

Olemme tutkineet kolmen keskisuomalaisen lehtometsän maaperäeläinyhteisöjä vertailukohteina tutkimuksessa, jossa selvitettiin pakettipelloille sekä kangasmetsämaalle avohakkuun jälkeen perustettujen koivikoiden hajottajayhteisöjen rakennetta (1,2). Osoittautui, että tutkittujen lehtojen yhteisörakenteet poikkesivat toisistaan huomattavasti. Yhden (I) lehdon maaperäeläimistö muistutti kangasmetsän yhteisöä; lieroja ei löytynyt lainkaan (3), änkyrimatoyhteisössä (Enchytraeidae) dominoi laji *Cognettia sphagnetorum* (4), ja myös mikroniveljalkaisissa (Collembola, Acarina) olivat selvästi vallalla kangasmetsän lajit (5). Toisen (II) lehdon yhteisö taas muistutti viljelymaalle perustettujen koivikoiden yhteisöjä; lieroja ja änkyrimatoja oli runsaasti ja niiden diversiteetti suuri, kun taas mikroniveljalkaisia, varsinkin kuoripunkkeja (Oribatida) oli niukasti ja niiden lajimäärä pieni. Kolmannen (III) lehdon maaperäeläinyhteisö oli edellisten välimuoto.

Lehto (II) oli voimakkaasti kulttuurivaikutteinen; se sijaitsi lähellä Jyväsjärven rantaa ja Jyväskylän kaupunkia, ja maakunta-arkiston karttojen mukaan oli ollut viljelyssä 1800-luvulla. Lierot leviävät herkästi ihmisen mukana, ja viljelymaiden yleisiä lajeja peltolieroa (*Aporrectodea caliginosa*) ja kastelieroa (*Lumbricus terrestris*) tavataankin yleensä kaikkialla missä on asutusta ja maanviljelyä (6). Änkyrimatojen dispersiosta ei ole juurí lainkaan tutkimustietoa; oletettavasti niillä on heikko luontainen leviämiskyky, mutta matoja ja niiden munia voi helposti siirtyä paikasta toiseen maan ja työkoneiden mukana. Lehto (III) sijaitsi kivisessä rinnemaastossa eikä ole ollut viljelyssä, mutta senkin lähellä oli vanhaa asutusta, ja metsä lienee palvellut laitumena. Paikalla tavattiin sekä pelto- että kastelieroa. Lehto (I) oli järven, kallion, ojan ja kangasmetsän saartama, kylläkin lähellä viljeltyä tilaa, mutta tilan pellolta emme löytäneet viljelymaan lierolajeja. On siis oletettavissa, että kaivautuvat lierolajit puuttuivat paikalta, koska ne eivät olleet onnistuneet sinne leviämään. Otimme tämän tutkimuskohteen (I) maata laboratorioon ja kasvatimme siinä pelto- ja kastelieroja (7). Nämä menestyivät hyvin, mikä osoitti, että niillä oli potentiaali kolonisoida kyseisen metsän maaperä.

Tutkimukseen liittyen teimme myös laboratoriokokeen, jossa testattiin peltolieron, onkilieron (*Lumbricus rubellus*), änkyrimatojen ja sukkulamatojen (Nematoda) välisiä vuorovaikutuksia (8). Osoittautui, että lierot vähentävät merkitsevästi änkyrimatojen ja sukkulamatojen populaatioita. Vastaava suhde on aiempien tutkimusten mukaan myös metsälieron (*Dendrobaena octaedra*) ja änkyrimadon *Cognettia sphagnetorum* välillä (9), sekä lierojen ja kuoripunkkien välillä (10).

Johtopäätöksemme on, että lieroilla on ratkaiseva merkitys koko maaperäeläinyhteisön rakenteelle. Ensi sijassa kolonisaatiomahdollisuuksista riippuu, ovatko kulttuuriympäristöjen lierolajit, kuten pelto- ja kasteliero, mutta myös monet änkyrimadot, joita kangasmetsissä ei esiinny alhaisen pH:n vuoksi, asuttaneet tietyn paikan. Tutkimuskohteidemme joukossa oli myös yksi istutuskoivikko, jossa oli runsas ja monilajinen änkyrimatoyhteisö (4), mutta lierolajeista vain metsäliero (3). Yleensä metsäliero esiintyy kaikkialla metsämaassa ainakin harvana populaationa, koska se sietää alhaista pH:ta, mutta jos ”paremman maan” lierolajit ovat asuttaneet ko. paikan, ne vähentävät huomattavasti muiden maaperäeläinten (myös metsälieron) populaatioita. Kokonaisdiversiteetti ei silti välttämättä alene, sillä ei ole näyttöä siitä, että mikään laji eliminoituisi kokonaan.

Lierojen vaikutus muihin lajeihin perustuu moneen seikkaan, joista ehkä ensisijaisena on kilpailu ravinnosta. Kariketta syövät lierot, kuten onki- ja kasteliero, syövät lehtimetsän koko karikesadon ennen seuraavaa syksyä, jolloin muille karikkeen varassa eläville lajeille jää vähemmän ravintoa. Maata syövät lajit, kuten peltoliero ja nähtävästi myös metsäliero, saavat maan mukana suoleensa alkueläimiä ja sukkulamatoja, jotka assimiloituvat lieron ravinnoksi (11). Hävittämällä

karikekerroksen lierot tuhoavat siihen sopeutuneiden eläinten elinympäristön, ja eritteillään sekä sekoittamalla maa-aineksia muuttavat maan fysikaalis-kemiallisia ominaisuuksia siten, että tyypilliset happaman kangashumuksen eliöt, kuten kuoripunkit ja änkyrimato *C. sphagnetorum* eivät enää viihdy. Kaikki nämä ovat muutoksia kangasmetsän hajottajayhteisöstä lehtometsän maaperäyhteisön suuntaan.

Kirjallisuus

1. Räty, M. 2004. Communities of nematodes, enchytraeids and earthworms in anthropogenous birch stands in central Finland. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 919: 1-39.
2. Huhta, V. ja Räty, M. 2005 (painossa). Soil animal communities of planted birch stands in central Finland. Silva Fennica 39.
3. Räty, M. ja Huhta, V., 2004. Earthworm communities in birch stands with different origin in central Finland. Pedobiologia 48: 283-291.
4. Räty, M. ja Huhta, V., (painossa). Enchytraeid communities in anthropogenous birch stands in comparison with natural forests in central Finland. Biol. Fertil. Soils.
5. Huhta, V. ja Niemi, R., 2003. Communities of soil mites (Acarina) in planted birch stands as compared with natural forests in central Finland. Can. J. Forest Res. 33: 171-180.
6. Terhivuo, J. ja Valovirta, I., 1978. Habitat spectra of the Lumbricidae (Oligochaeta) in Finland. Ann. Zool. Fennici 15: 202 - 209.
7. Räty, M. 2004. Growth of *Lumbricus terrestris* and *Aporrrectodea caliginosa* in an acid forest soil, and their effects on enchytraeid populations and soil properties. Pedobiologia 48: 321-328.
8. Räty, M. ja Huhta, V., 2003. Earthworms and pH affect communities of nematodes and enchytraeids in forest soil. Biol. Fertil. Soils 38: 52-58.
9. Huhta, V. ja Viberg, K. 1999. Competitive interactions between the earthworm *Dendrobaena octaedra* and the enchytraeid *Cognettia sphagnetorum*. Pedobiologia 43: 886-890.
10. Maraun, M. ja Scheu, S., 2000. The structure of oribatid mite communities (Acari, Oribatida): patterns, mechanisms and implications for future research. Ecography 23: 374-383.
11. Hyvönen, R., Andersson, S., Clarholm, M. ja Persson, T. 1994. Effects of lumbricids and enchytraeids on nematodes in limed and unlimed coniferous mor humus. Biology and Fertility of Soils 17: 201-205.

CO_2-emissiot muurahaiskeoista

Wood ant mounds as CO_2-sources

Timo Domisch *[1)], Mizue Ohashi [1)], Leena Finér [1)], Anita Risch [2)] ja Martin Jurgensen [3)]

[1)]Finnish Forest Research Institute, Joensuu Research Centre, P.O. Box 68, FIN-80101 Joensuu, Finland
[2)]Syracuse University, Department of Biology, Biological Research Laboratories 207, 130 College Place, Syracuse NY, 13214, USA
[3)]Michigan Technological University, School of Forest Resources & Environmental Science, 49931 Houghton, MI, USA

Johdanto

Kekomuurahaiset (*Formica rufa*- ryhmä) ovat hyvin yleisiä Fennoskandian, Keski-Euroopan ja Aasian metsissä (1). Laajan levinneisyytensä vuoksi kekomuurahaiset ovat olleet intensiivisen tutkimuksen kohteena (esim. kolonioiden sosiaalinen rakenne ja populaatiodynamiikka), mutta kekojen roolista metsikön hiilenkierrossa ei juurikaan ole tietoa. Kekomuurahaiset rakentavat suuria maanpäällisiä kekopesiä ympäröivästä metsämaasta kerätystä orgaanisesta aineesta kuten neulasista ja oksanpätkistä. Suomen yleisimmillä metsätyypeillä on keskimäärin noin kolme kekoa hehtaarilla (2). Pesät voivat olla hyvin pitkäikäisiä, jopa kymmeniä vuosia vanhoja. Yhdessä keossa voi asua satojatuhansia muurahaisia. Pesän lämpötilaa ja kosteutta muurahaiset säätävät tarkasti kesäaikana. Ravinteiden määrä pesässä on korkeampi ja kosteus alhaisempi kuin ympäröivässä metsämaassa (3,4,5). Aikaisemmat laskelmat boreaalisten havumetsien hiilen määrästä ja CO_2 -emissioista eivät ole ottaneet huomioon muurahaispesiä, jotka voivat olla paikallisella tasolla suuria hiilen ja ravinteiden kertymiä ja CO_2-lähteitä niin kuin termiittien pesät tropiikissa (6,7). Hiilidioksidi voi olla peräisin pesän orgaanisen aineen hajotuksesta tai muurahaisten hengityksestä. Tämän tutkimuksen tarkoituksena oli mitata muurahaiskekojen CO_2-emissiota ja verrata sitä maaperän CO_2-päästöihin, ja se on osa Suomen akatemian rahoittamaa hanketta ”Do wood ants play an important role in carbon and nutrient dynamics in boreal managed forests?”

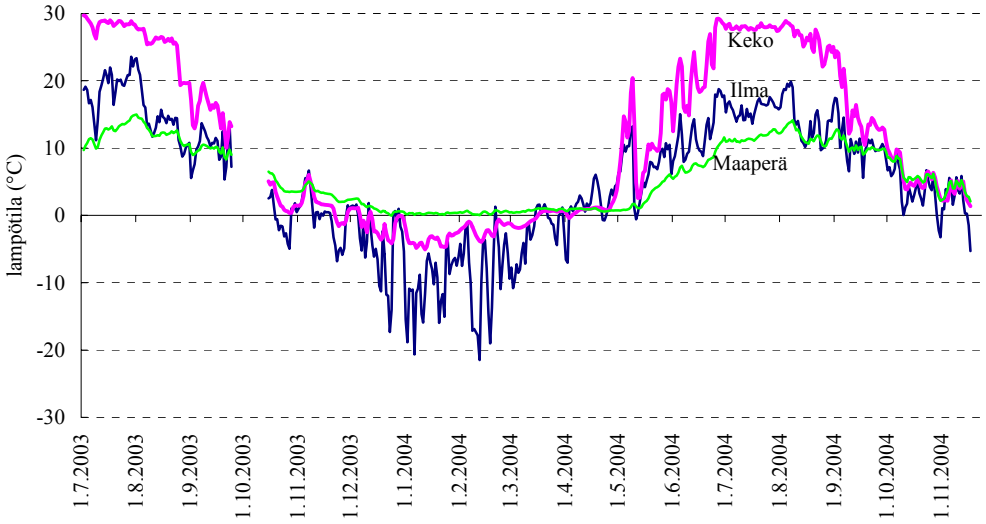
Aineisto ja menetelmät

Inventoimme Kolin kansallispuistossa ja sen läheisyydessä 16 mustikkatyypin metsikköä neljässä ikäluokassa (5-, 30-, 60- ja 100-vuotiaita), joissa valtapuuna oli kuusi. Metsiköiden kaikki muurahaiskeot paikannettiin ja mitattiin (läpimitta ja korkeus). Valitsimme jokaisesta ikäryhmästä yhden metsikön, ja jokaisesta näistä yhden muurahaiskeon tarkempia mittauksia varten. Pesissä ja ympäröivässä maaperässä on jatkuva lämpötilan ja kosteuden seuranta. Mittasimme CO_2-emissiot muurahaispesistä suurilla koko pesän peittävillä kammioilla vuosina 2003 ja 2004. Pesiin asennettiin metallinen, koko pesän ympäröivä kaulus, johon kammio laitettiin mittauksen ajaksi. Kammion CO_2-konsetraation nousu mitattiin infrapunakaasuanalysaattorilla (PP Systems). Kesällä mittaukset tehtiin noin kahden viikon välein ja talvella kerran kuukaudessa. Vertailun vuoksi mitattiin myös metsämaan CO_2-emissiota samalla laitteella mutta pienemmällä kammiolla.

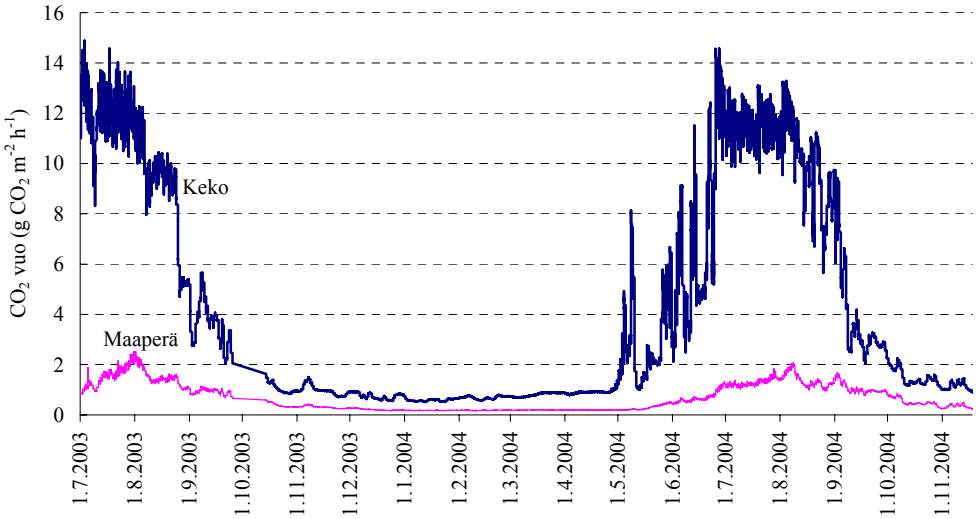
Tulokset ja tarkastelu

Kekojen yläosien lämpötila nousi nopeasti keväällä ja pysyi kesäkuukausina (kesäkuu–elokuu) suhteellisen vakaasti lähellä 30 astetta (kuva 1). Vesipitoisuus ei vaihdellut paljoakaan, ollen noin 10% (tilavuudesta) läpi vuoden. Muurahaiskekojen CO_2-emissiot olivat selvästi kytköksissä pesän lämpötilaan ja olivat moninkertaisia verrattuna vastaavaan metsämaan kesäaikaiseen emissioon (kuva 2), joka oli samalla tasolla kuin muissa vastaavissa tutkimuksissa (esim. 8,9,10). Keväällä ja syksyllä pesien emissiot olivat hieman korkeampia kuin metsämaasta, mutta talvella emissioissa ei ollut eroja. Pesien CO_2-emissiot olivat ilta- ja yöaikaan hieman korkeampia kuin päivisin, mikä voi johtua siitä että yöaikaan on enemmän muurahaisia pesässä. Fysikaaliset syyt (konvektio ja

lämpötilaerot) lienevät kuitenkin todennäköisempi selitys, koska myös metsämaan emissiot olivat yöllä hieman korkeammat (esim. 11).



Kuva 1. Ilman, muurahaiskeon ja maaperän lämpötilat 60-vuotiassa sekametsikössä.



Kuva 2. Mallinnetut CO_2-emissiot muurahaispesästä ja ympäröivästä maaperästä 60-vuotiassa sekametsikössä.

Tämän tutkimuksen kuivissa pesissä CO_2-emissio ei näyttänyt olevan niinkään suhteessa pesän kokoon vaan enemmän muurahaisten määrään pesässä, eli muurahaisten hengitys näyttäisi olevan suurin CO_2-lähde. Kosteissa pesissä myös mikrobien hengitys näyttäisi olevan tärkeä tekijä (4). Muurahaiset hylkäsivät 5-vuotiaan metsikön pesänsä vuonna 2004, ja pesän CO_2-emissiot olivat alempia kuin muiden pesien emissiot mutta tosin vielä korkeampia kuin ympäröivästä metsämaasta. Pesän tai maaperän lämpötila oli tärkein selittävä tekijä CO_2-emission vuosittaisessa vaihtelussa.

Vaikka kekojen CO_2-emissiot olivatkin paljon suurempia kuin ympäröivän metsämaan emissiot, niiden merkitys koko metsikössä on kuitenkin vähäinen, sillä tutkituissa metsiköissä keot peittivät vain noin 0.02–0.3% kokonaispinta-alasta. Muurahaiskekojen erilaisuus metsämaahan verrattuna ja niiden korkeat CO_2-emissiot kesäaikaan lisäävät kuitenkin spatiaalista heterogeenisuutta.

Kirjallisuus

1 Hölldobler, B. ja Wilson, E. O. 1990. The ants. Springer Verlag, Heidelberg Berlin.
2 Rosengren, R., Vepsäläinen, K. ja Wuorenrinne, H. 1979. Distribution, nest densities and ecological significance of red wood ants (the *Formica rufa* group) in Finland. OILB Bulletin SROP II-3: 181–213.
3 Laakso, J. ja Setälä, H., 1997. Nest mounds of red wood ants (*Formica aquilonia*): hot spots for litter-dwelling earthworms. Oecologia 111: 565–569.
4 Frouz, J. 2000. The effect of nest moisture on daily temperature regime in the nests of *Formica polyctena* wood ants. Insectes Sociaux 47: 229–235.
5 Lenoir, L., Persson, T. ja Bengtsson, J. 2001. Wood ant nests as potential hot spots for carbon and nitrogen mineralisation. Biology and Fertility of Soils 34: 235–240.
6 Zimmerman, P. R., Greenberg, J. P., Wandiga, S. O. ja Crutzen, P. J. 1982. Termites; a potentially large source of atmospheric methane, carbon dioxide, and molecular hydrogen. Science 218: 563–565.
7 Khalil, M. A. K., Rasmussen, A., French, J. R. J. ja Holt, J. A. 1990. The influence of termites on atmospheric trace gases: CH_4, CO_2, $CHCl_3$, N_2O, CO, H_2, and light hydrocarbons. Journal of Geophysical Research 95: 3619–3634.
8 Pajari, B. 1995. Soil respiration in a poor upland site of Scots pine stand subjected to elevated temperatures and atmospheric carbon concentration. Plant and Soil 168–169: 563–570.
9 Rayment, M. B. ja Jarvis, P. G. 2000. Temporal and spatial variation of soil CO_2 efflux in a Canadian boreal forest. Soil Biology & Biochemistry 32: 35–45.
10 Pumpanen, J., Ilvesniemi, H., Perämäki, M. ja Hari, P. 2003. Seasonal patterns of soil CO_2 efflux and soil air CO_2 concentration in a Scots pine forest: comparison of two chamber techniques. Global Change Biology 9: 371–382.
11 Witkamp, M., 1969. Cycles of temperature and carbon dioxide evolution from litter and soil. Ecology 50, 922–924.

Onko lämpösummalla vaikutusta mikrobiyhteisön rakenteeseen ojitetulla turvemaalla?

Does temperature sum affect microbial community on drained peatlands?

Hannamaria Potila[1)], Taina Pennanen[2)], Hannu Fritze[2)], Tiina Korkama[2)], Markus Hartman[2)] ja Tytti Sarjala[1)].

[1)]Metsäntutkimuslaitos, Parkanon tutkimusasema, Kaironiementie 54, 39700 Parkano
[2)]Metsäntutkimusasema, Vantaan tutkimuskeskus, PL 18, 01301 Vantaa

Johdanto

Ojitetuilla soilla kasvavia metsiä on Suomessa 5.7 milj. ha. Sienten katsotaan olevan tärkeimpiä hajottajia boreaalisessa vyöhykkeessä (1) ja sienten rooli ekosysteemin ravinteiden ja hiilen kierrossa on keskeinen (2), myös etenkin turvemailla puuston ravinteiden saannin turvaajana.

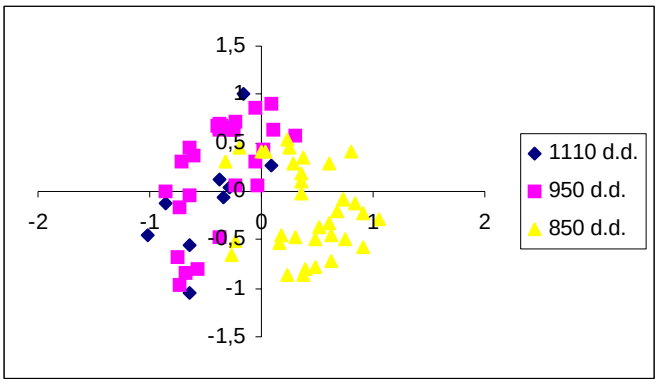
Maaperän kemialliset ja fysikaaliset ominaisuudet säätelevät hajottajien toimintaa, rakennetta ja levinneisyyttä samalla tavoin kuin kasviyhteisöä. Scheffer ym. (3) mielestä tämä pätee erityisesti turvemailla, joilla on korkea orgaanisen aineen pitoisuus. Myös biologiset vuorovaikutussuhteet on todettu tärkeiksi (4), mutta aiheesta on toistaiseksi suhteellisen vähän tietoa.

Aineisto ja menetelmät

Tämän työn tarkoituksena on selvittää sieni- ja muun mikrobiyhteisön rakennetta ojitetuilla turvemailla kolmessa eri lämpösummavyöhykkeessä (Taivalkoski 850 d.d., Pudasjärvi 950 d.d. ja Alkkia 1110 d.d.). Kullakin koealueella koealojen turpeen typpipitoisuus vaihteli matalasta korkeaan (kokonaisvaihteluväli: 0.7-2.7 %). Kultakin koealalta kerättiin turvenäytteet 0-10 cm kerroksesta. Näytteistä analysoitiin maatuneisuus von Postin menetelmällä (5), ergosterolipitoisuus (6) ja PLFA-koostumus (7) bakteeri- ja sienibiomassan sekä mikrobien yhteisörakenteen määrittämiseksi. Lisäksi tutkittiin sieniyhteisön rakennetta PCR-DGGE –menetelmällä (8).

Tulokset ja tarkastelu

Alustavien tulosten perusteella lämpösumma vaikuttaa merkitsevästi sieni- ja bakteeribiomassaan sekä mikrobien yhteisörakenteeseen (Kuva 1). Molekyylibiologiset ja osa biokemiallisista yhteisöanalyyseistä antoivat lisäksi viitteitä siitä, että turvemailla joissa oli korkea (yli 2%) typpipitoisuus, sienten määrä oli jopa vähäisempi kuin alhaisemmissa typpipitoisuuksissa.



Kuva 1. Moniulotteinen skaalaus (MDS) PCR-DGGE –menetelmällä analysoidusta sieniyhteisöstä kolmesta eri lämpösummavyöhykkeestä.

Kirjallisuus

1) Frostegård, A. and Bååth, E. 1996. The use of phospholopid fatty acid analysis to estimate bacterial and fungal biomass in soil. Biology and Fertility of Soils 22: 59-65.
2) Lindahl, B., Taylor, A.F.S. and Finlay, R.D. 2002. Defining nutritional constraints on carbon cycling in boreal forests – towards a less phytocentric perspective. Plant and Soil 242: 123-135.
3) Scheffer, R.A., van Logtestijn, R.S.P. & Verhoeven, J.T.A. 2001. Decomposition of *Carex* and *Sphagnum* litter in two mesotrophic fens differing in dominant plant species. Oikos 92: 44-54.
4) Bever, J.D. 2003. Soil community feedback and the coexistence of competitors: conceptual frameworks and empirical tests. New Phytologist 157: 465-473.
5) von Post, L. 1922. Sveriges Geologiska Undersöknings torvinventering och några av dess hittills vunna resultat. Svenska mosskulturföreningens tidskrift 1, 27 pp.
6) Nylund, J.E. & Wallander, H. 1992. Ergosterol analysis as a means of quantifying mycorrhizal biomass. In: Methods in Microbiology, vol. 24. Norris, J.R., Read, D.J., Varma, A.K. (Eds.). Academic Press, London, pp.77-88.
7) Frostegård, A., Tunlid, A. and Bååth, E. 1993. Phospholipid fatty acid composition, biomass and activity of microbial communities from two soil types experimentally exposed to different heavy metals. Applied and Environmental Microbiology 59: 3605-3617.
8) Anderson, I.C., Campbell, C.d. & Prosser, J.I. 2003. Diversity of fungi in organic soils under a moorland – Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) gradient. Environmental Microbiology 5: 1121-1132.

Entsyymiaktiivisuudet ja niiden vaihtelu erilaisissa maissa

Enzyme activities and their variation in different soils

Maarit Niemi

Suomen ympäristökeskus, Luonnon monimuotoisuuden tutkimusohjelma, PL 140, 00251 Helsinki

Johdanto

Maassa tapahtuvia aineiden kiertokulun prosesseja säätelevät entsyymit. Niitä tuottavat mikrobit, kasvit ja maaperäeläimet. Solun ulkopuolelle eritetyt entsyymit ovat keskeisiä makromolekyylien hajotuksessa. Valtaosin niiden katsotaan olevan bakteereiden ja sienten tuottamia, mutta myös kasvien juurten maahan vapauttamilla entsyymeillä saattaa olla suuri merkitys kasvien ravinteiden saannille. Maaperän orgaaninen aines on keskeinen säätelijä maan mikrobirakenteelle ja määrälle, mutta myös kasvillisuus ja maan fysikaaliset sekä kemialliset ominaisuudet muokkaavat mikrobistoa ja vaikuttavat sen toimintaan. Sen vuoksi on oletettavaa, että entsyymiaktiivisuuksien taso ja –profiili vaihtelee erilaisissa maissa.

Tässä tutkimuksessa verrattiin laajana yhteistyönä toteutetun 10 eri tutkimushankkeen tulosten (1) ja vajaan 200 eri tilanteita edustavan näytteen perusteella entsyymiaktiivisuuksien tasoa ja eroja eri havaintopaikoilla viljelymaassa, metsämaassa ja kompostissa.

Aineisto ja menetelmät

Kunkin havaintopaikan ajankohdat ja käsittelyt yhdistäviä kymmenen eri entsyymiaktiivisuuden mediaaniarvoja ja 5 % sekä 95 % fraktiileita tarkasteltiin entsyymiaktiivisuuksien tason ja sen selvittämiseksi, minkälaisia eroja havaintopaikkojen välillä esiintyy. Tarkasteltavat entsyymiaktiivisuudet olivat arylsulfataasi (S mineralisaatio), fosfomonoesteraasi (PME) ja -diesteraasi (PDE; P mineralisaatio), selluloosan ja hemiselluloosan sekä ksyloosin hajotuksessa keskeiset ß-ksylosidaasi, sellobiosidaasi ja ß-glukosidaasiaktiivisuudet, tärkkelyksen hajotuksessa tärkeä α-glukosidaasi, kitinaasi ja proteiinien hajotukseen osallistuvat alaniini- ja leusiiniaminopeptidaasit. Havaintopaikoista viisi edusti viljelymaata, neljä metsämaata ja yksi kunnallisen jätevedenpuhdistamon lietteen kompostia. Tuloksia tarkasteltiin erikseen tuorepainoa ja orgaanista ainetta kohti. Ryhmittelyanalyysillä selvitettiin sitä, oliko entsyymiaktiivisuuden profiilissa havaintopaikkakohtaisia eroja.

Entsyymiaktiivisuusmittauksissa käytettiin ZymProfiler® testisarjaa ja vakio-olosuhteita (pH 5.5, ravistelu lämpötilassa 30 °C, inkubointiaika 3 h ja substraattitaso 500 µmol; 2,3) eikä näytekohtaisesti optimoituja olosuhteita. Sen vuoksi tulokset ovat keskenään vertailukelpoisia, mutta saattavat olla todellista potentiaalia pienempiä.

Tulokset ja tarkastelu

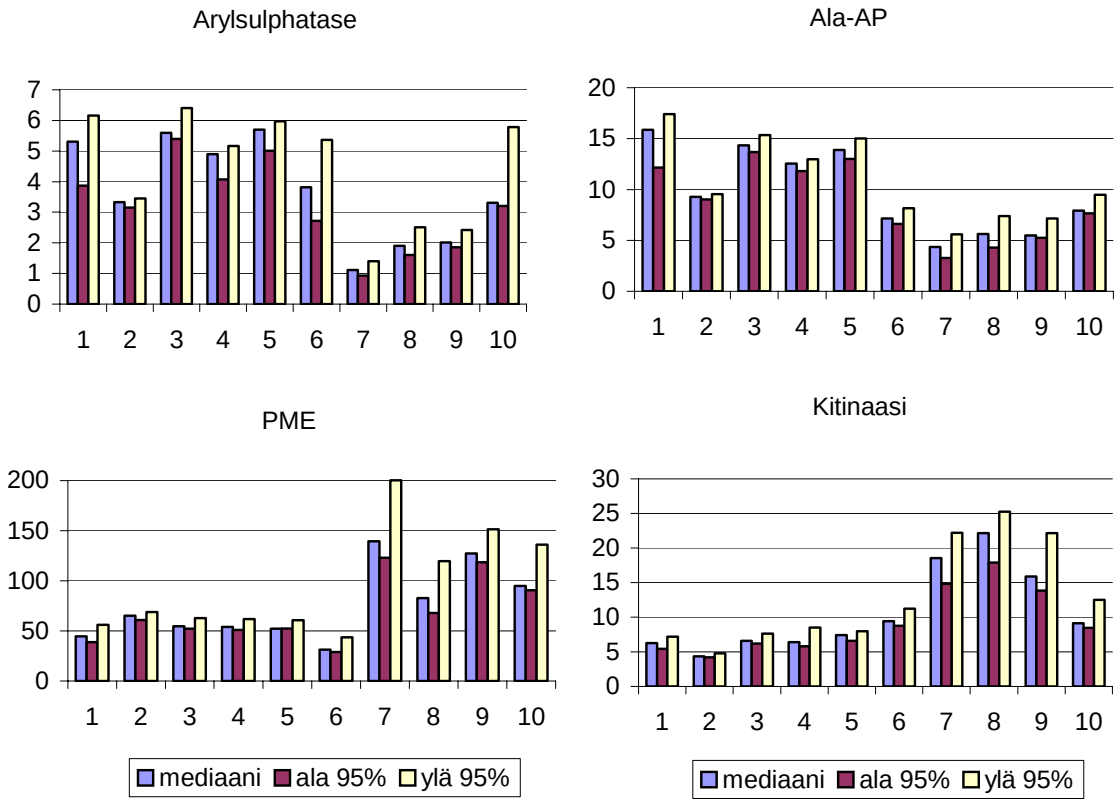
Sekä metsä- että viljelymaassa fosfomonoesteraasiaktiivisuus oli entsyymiaktiivisuuksista suurin ja arylsulfataasi-, α-glukosidaasi- sekä sellobiosidaasiaktiivisuudet alhaisia (taulukko 1). Muiden entsyymien osalta suhteelliset aktiivisuudet vaihtelivat havaintopaikkojen välillä.

Huolimatta siitä, että erilaiset käsittelyt (viljelymenetelmät, saastutus) ja ajankohdat selvästi vaikuttavat entsyymiaktiivisuuksiin, havaintopaikkojen välisiä eroja havaittiin yli tämän vaihtelun (esimerkkejä kuvassa 1). Viljelymaissa arylsulfataasi-, fosfodiesteraasi- ja aminopeptidaasiaktiivisuudet olivat suhteellisen suuria ilmentäen tehokasta S, P ja N mineralisaatiota. Metsämaassa PME-aktiivisuus ja kitiinin hajotuspotentiaali oli suurta. Selluloosan, hemiselluloosan ja ksylaanin hajoitus oli usein suhteellisen suurta, mutta havaintopaikkojen välillä oli huomattavia eroja. Korkea α-glukosidaasiaktiivisuus kompostissa viittasi tehokkaaseen

tärkkelyksen hajotukseen.

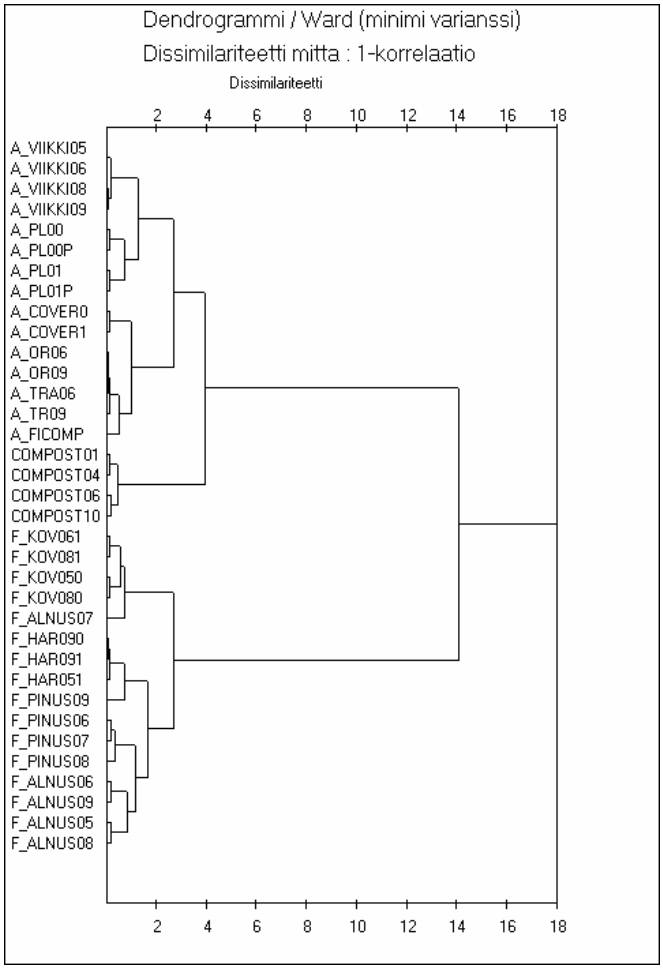
Taulukko 1. Entsyymiaktiivisuuksien tasot eri maanäytteissä (µmol MUF (AMC)/g org.aine/ 3 h).

	N	5 %	Mediaani	95 %
α-Glukosidaasi	196	1.2	2.3	4.1
Arylsulfataasi	191	0.88	3.3	7.5
Sellobiosidaasi	184	2.0	3.9	7.8
ß-Ksylosidaasi	196	2.6	5.5	11
Leusiini-AP	190	0.86	6.3	9.9
PDE	196	4.5	7.9	15
Kitinaasi	196	3.9	8.0	25
Alaniini-AP	191	3.0	9.0	17
ß-Glukosidaasi	196	5.3	13	31
PME	196	32	67	206



Kuva 1. Entsyymiaktiivisuuksien vaihtelu eri kohdealueilla (1-5: viljelymaat, 6: komposti, 7-10: metsän humuskerros). Aktiivisuudet µmol MUF (AMC)/ g orgaanista ainetta/ 3 h.

Ryhmittelyanalyysillä tarkasteltiin sitä, oliko havaintopaikkojen välillä eroja entsyymiaktiivisuus-profiilissa. Käyttämällä korrelaatiokerrointa etäisyysmittana tasattiin entsyymiaktiivisuuksien tasoeroja ja standardisaatiolla eri entsyymien vaikutus tasapainotettiin. Metsämaan ja viljelymaan entsyymiaktiivisuusprofiilit erottuivat omiksi ryhmikseen ja komposti omaksi viljelymaata lähempänä olevaksi ryhmäksi (kuva 2). Sekä viljelymaan että metsämaan osalta havaittiin lisäksi havaintopaikkakohtaisia eroja entsyymiaktiivisuusprofiilissa.



Kuva 2. Entsyymikatiivisuusprofiileihin, muuttujien standardidaatioon, korrelaatiokertoimeen ja Wardin menetelmään perustuva dentrogrammi (A=viljelymaa, F= metsän humuskerros, C=komposti)

Tulokset osoittavat erilaisissa maissa olevan selkeästi erilaisen toiminnallisen mikrobirakenteen ja sen seurauksena erilaiset edellytykset hajotusprosesseille.

Kirjallisuus

1. Niemi, M., Vepsäläinen, M., Simpanen, S., Erkomaa K & Münster, U. 2004. ZymProfiler® testisarjan kehittäminen ja soveltaminen ympäristönäytteiden entsyymiaktiivisuuksien mittaamiseen: MDIVE II loppuraportti. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö 684. 43 s. ISBN 952-11-1650-1 (PDF). www.ymparisto.fi/julkaisut > Suomen ympäristö -sarja > Suomen ympäristö –sarja 2004 > SY684 ZymProfiler® testisarjan... [Saatavissa vain verkkojulkaisuna.]
2. Vepsäläinen, M., S. Kukkonen, M. Vestberg, H. Sirviö and *R. M. Niemi* 2001. Application of soil enzyme activity test kit in a field experiment. Soil Biology and Biochemistry 33: 1665-1672.
3. Vepsäläinen, M., K. Erkomaa, S. Kukkonen, M. Vestberg and R. M. Niemi 2004. The impact of crop plant cultivation and peat amendment on soil microbial activity and structure. Plant and Soil 264(1-2): 273-286.
4. Niemi, R. M. and M. Vepsäläinen. Stability of the fluorogenic enzyme substrates and pH optima of enzyme activities in different Finnish soils. Journal of Microbiological Methods, in print.

Pohjoisen aapasuon hiilitase vuosina 1960-2002

Carbon balance of a northern aapa mire in 1960-2002

Mika Aurela, Tuomas Laurila ja Juha-Pekka Tuovinen

Ilmatieteen laitos, Sahaajankatu 20E, 00880 Helsinki

Johdanto

Pohjoiset turvemaat sisältävät merkittävän osan (jopa 30 %) maaperän kokonaishiilivarastoista. Nämä hiilivarastot ovat kertyneet pääosin ilmakehästä sidotusta hiilidioksidista viimeisen 10000 vuoden aikana. Viime vuosina on useissa tutkimuksissa esitetty, että tämä huomattava CO_2-nielu saattaa muuttua hiilen lähteeksi ennustetun ilmastonmuutoksen seurauksena. Lämpötila ja hydrologiset olot vaikuttavat sekä hiilen sitoutumiseen (yhteyttäminen) että sen vapautumiseen (respiraatio) ekosysteemistä monimutkaisella tavalla, jonka ymmärtämiseksi tarvitaan pitkäaikaisia hiilitasemittauksia. Jatkuvatoiminen mikrometeorologinen ekosysteemin ja ilmakehän välisen vuon mittaus on ollut käynnissä vuodesta 1997 lähtien pohjoisella aapasuolla. Mittausten perusteella on kehitetty hiilenvaihtoa kuvaava malli, jota tässä tutkimuksessa käytetään turvevaraston kehityksen arvioimiseen vuosina 1960-2002.

Aineisto ja menetelmät

Mittaukset tehtiin pohjoissuomalaisella aapasuolla Kaamasessa (69°08'N, 27°17'E). Suo on noin 7000 vuotta vanha, ja sille arvioitu pitkäaikainen hiilen kertymä (LORCA), 11g C m^{-2} a^{-1} (Turunen, julkaisematon data), on hieman alempi kuin vastaavilla soilla keskimäärin (16 g C m^{-2} a^{-1}) (1). Kaamasen suo on rakenteeltaan tyypillinen aapasuo, jossa kuivat jänteet muodostavat verkkomaisen rakenteen märkien rimpipintojen ympärille. Jänteiden korkeus on 0.3-0.8 m ja ne kattavat 40 % suon pinta-alasta. Turpeen syvyys on noin 1 m. Alueella ei ole ikiroutaa, mutta lämpöä eristävät jänteet saattavat olla jäässä vielä elokuussa. Jänteiden kasvillisuus on pääosin varpuja ja sammalia, kun taas rimpipintoja peittävät pääasiassa eri saralajit. Keskimääräinen lehtipinta-ala (*LAI*) keskikesällä on 0.7 (2).

Ilmakehän ja suoekosysteemin välinen CO_2-vaihto määritettiin mikrometeorologisella kovarianssimenetelmällä (*eddy covariance method*), jossa mitataan tuulen nopeuden pystykomponentin ja kaasun pitoisuuden nopeita vaihteluja. Näiden kovarianssi edustaa pystysuuntaista massavuota ekosysteemitasolla. Mittauksissa käytettiin SWS-211 (Applied Technologies, Inc.) akustista anemometria ja LI-6262 (Li-Cor, Inc.) CO_2/H_2O-analysaattoria. Mittauksista saadaan periaatteessa jatkuva vuoaikasarja puolen tunnin keskiarvoina, mutta käytännössä epätäydelliset olosuhteet johtavat siihen, että osa datasta joudutaan karsimaan. Yleisin ongelma on liian heikko tuuli, joka estää turbulenssin muodostumisen, mutta käytännössä katkoja aiheuttavat lisäksi mittalaitteiden toimintahäiriöt ja esimerkiksi kasvustollisesti epäedustavat tuulensuunnat. Mittauslaitteisto ja -ohjelmisto sekä datan jatkokäsittely on kuvattu tarkasti muualla (2).

Hetkellisten vuoarvojen lisäksi ollaan usein kiinnostuneita myös pidemmän jakson CO_2-taseista, kuten päivä- ja vuositaseista. Näiden laskemiseksi tarvitaan täydellinen aikasarja, jota ei mittaamalla siis kuitenkaan käytännössä saada. Aikasarjan katkokset paikataan yleensä mallittamalla. Tässä työssä käytetty aikasarja on paikattu yksinkertaisella CO_2-vuomallilla (2), joka voidaan esittää muodossa

$$NEE = GP(PPFD, PI) + R_d(T_{air}, PI) + R_s(T_{hum}, T_{hol}, D). \qquad (1)$$

Bruttofotosynteesi (*GP*) mallitetaan fotosynteettisesti aktiivisen säteilyn funktiona (*PPFD*). Malliin on lisätty myös empiirisesti määritetty skaalausparametri *PI* (Phytomass Index), joka kuvaa

kasvuston yhteytyskykyä samaan tapaan kuin *LAI*. *PI* on määritetty jokaiselle päivälle puolen tunnin havainnoista päiväaikaisen (*PPFD* >600 µmol $m^{-2}s^{-1}$) nettosidonnan ja yöajan (*PPFD* <20 µmol $m^{-2}s^{-1}$) respiraation erotuksena. Ekosysteemin kokonaisrespiraatio on jaettu kasvirespiraatioon (R_d) ja maarespiraatioon (R_s), joka sisältää myös juurirespiraation. Kasvirespiraatio riippuu ilman lämpötilasta (T_{air}) ja *PI*:stä. Maarespiraatio mallitetaan maan lämpötilojen (T_{hum}, T_{hol}) ja vedenpinnan korkeuden (*D*) funktioina.

Vastaavaa parametrisointia hyödynnettiin myös 40 vuoden mallituksessa, mutta puolen tunnin havaintojen sijasta käytettiin vuorokausikeskiarvoja (3). Keskeinen ero edelliseen datanpaikkausmalliin verrattuna on *PI*-termin mallitus. Talvella *PI* = 0, ja kasvukauden *PI* mallitettiin kolmessa osassa,

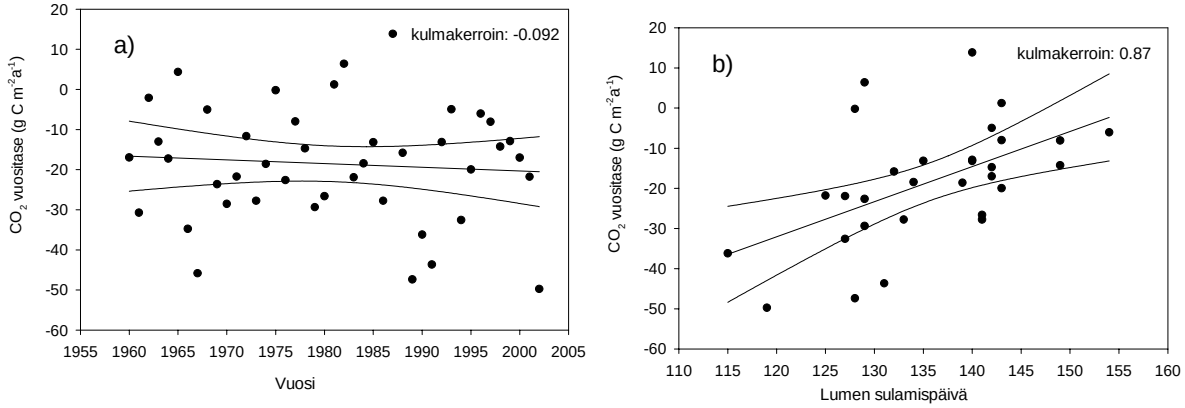
$$PI = \mathrm{SIG}(T_{sum\text{-}spr}) * \mathrm{RED}(VPD, T_{min}) * \mathrm{EXP}(T_{sum\text{-}aut}) \qquad (2)$$

Kasvien kevätajan kehitys mallitettiin perinteisen lämpösumman (T_{air} > 2.5 °C) avulla. *PI* nousee nollasta yhteen sigmoidifunktion (SIG) mukaisesti lumen sulamisajasta heinäkuun loppuun. Elokuun alusta *PI* vähenee ekponentiaalisesti negatiivisen lämpösumman (T_{air} < 12 °C) funktiona. Kesän *PI* maksimi ja hetkelliset vaihtelut heinäkuussa riippuvat lisäksi kuivuudesta (*VPD*) ja öiden kylmyydestä (T_{min} < 7 °C) (RED-funktio).

Tulokset ja tarkastelu

Kuuden mittausvuoden perusteella suolle arvioitu keskimääräinen CO_2-tase on -22 g C $m^{-2}a^{-1}$(CO_2-nielu) (4). Kun otetaan huomioon metaanina (4 g C $m^{-2}a^{-1}$) ja suon läpi virtaavan veden mukana (8 gC $m^{-2}a^{-1}$) poistunut hiili, havaittu tase on hyvin lähellä turvekerrostumista määritettyä pitkänajan kertymää (4). Vuosien välinen vaihtelu on kuitenkin suurta (-4 – -53 g C $m^{-2}a^{-1}$), mikä liittyy lähinnä kesäajan taseiden vaihteluihin (4).

Mallitetut hiilitaseet eivät poikenneet merkittävästi havaituista taseista. Koko 43 vuoden mallitusjakson keskiarvo oli -19 g C $m^{-2}a^{-1}$, ja taseiden vaihteluvälikin oli samaa suuruusluokkaa (13 – -50 g C $m^{-2}a^{-1}$) kuin 6 vuoden mittausjaksossa. Mallitusjakson aikana vuotuisessa CO_2-nielussa voidaan havaita heikko trendi, jonka mukaan suon CO_2-nielu olisi kasvanut noin 4 g C m^{-2} 40 vuoden aikana (Kuva 1a). Trendi ei kuitenkaan ole tilastollisesti merkittävä. Huomattavasti voimakkaampi korrelaatio havaitaan lumen sulamispäivän ja vuositaseen välillä (Kuva 1b). Tämä osoittaa, että aikainen kevät johtaa runsaaseen hiilen sidontaan vuositasolla.



Kuva 1. Mallitetut hiilidioksidin vuositaseet Kaamasen suolla 1960-2002. Kuvassa on annettu regressiosuorien kulmakertoimet ja 95 %:n luottamusvälit.

Kirjallisuus

1. Turunen, J., Tomppo, E., Tolonen, K. and Reinikainen, A. Estimating carbon accumulation rates of undrained mires in Finland - application to boreal and subarctic regions, Holocene, 12, 79-90, 2002.
2. Aurela, M., T. Laurila, and J.-P. Tuovinen, Annual CO_2 balances of a subarctic fen in northern Europe: Importance of the wintertime efflux, J. Geophys. Res., 107, 4607, doi: 10.1029/2002JD002055, 2002.
3. Aurela, M., J.-P. Tuovinen, and T. Laurila, Net CO_2 exchange of a subarctic mountain birch ecosystem, Theoretical and Applied Climatology, 70, 135-148, 2001.
4. Aurela, M., Laurila, T. and Tuovinen, J.-P. The timing of snow melt controls the annual CO_2 balance in a subarctic fen. Geophysical Research Letters 31, L16119, doi:10.1029/2004GL020315, 2004.

Ektomykorritsasienisymbioosin vaikutus männyntaimen hiilitaseeseen

The role of ectomycorrhizal symbiosis on the carbon budget of Scots pine seedlings

Jussi Heinonsalo[*1)], Jukka Pumpanen[1)] ja Hannu Ilvesniemi [2)]

[1)]Metsäekologian laitos, PL 27, 00014 Helsingin yliopisto
[2)]Metsäntutkimuslaitos, Vantaan tutkimuskeskus, PL 18, 01301 Vantaa

Johdanto

Arvioitaessa metsien hiilitasetta ja avohakkuun vaikutusta metsämaan kykyyn sitoa ilmakehän hiiltä on puiden juurten ektomykorritsasienisymbioosi keskeisessä asemassa. Ektomykorritsasienet muodostavat toiminnallisen symbioosin kaikkien metsävyöhykkeemme puiden kanssa. Sienet ovat puille tärkeitä mm. ravinteiden- ja vedenotossa sekä ne suojaavat puiden juuria sienitauteja vastaan (Smith & Read 1997). Avohakkuualalla kasvavissa taimissa on osoitettu olevan erilainen sienilajisto kuin metsässä kasvavilla puilla (Heinonsalo 2004). Samoin kirjallisuudessa on esimerkkejä siitä että taimet, joilla on juurisymbioosi eri sienilajien kanssa, yhteyttävät eri intensiteetillä (Dosskey ym. 1990). Tutkimuksen tarkoituksena onkin selvittää, miten erilaiset mykorritsasienet vaikuttavat männyntaimen hiilitaseeseen eli yhteyttämiseen ja taimeen sidotun sekä juuriston kautta hengitetyn hiilen määrään.

Aineisto ja menetelmät

Käynnissä oleva koe suoritetaan laboratoriomittakaavassa käyttäen mikrokosmoksia. Mikrokosmoksissa kasvatetaan männyntaimia, jotka on etukäteen ympätty erilaisilla sienilajeilla. Kokeen lopussa mikrokosmoksissa kasvavien taimien ektomykorritsasienilajisto varmistetaan käyttäen hyväksi sekvensointitekniikkaa. Hiilitaseen määritys suoritetaan hiilidioksidin mittauslaitteistolla, jossa voidaan mitata erikseen verso- tai juurikyvetin sisäänmenevän ja ulostulevan hiilidioksidin erotus (Juurola, 2003 soveltaen). Versoon kohdistuva säteily sekä juuren ja verson lämpötila säädetään halutuksi ja mitataan jatkuvana mittauksena. Mittalaitteiston avulla voidaan määrittää mittausjakson aikainen hiilitase eli systeemiin sitoutuva sekä siitä vapautuva hiili. Kokeen toisessa vaiheessa on tarkoitus määrittää $^{14}CO_2$-kokeiden avulla minne yhteytetty hiili kulkeutuu selvittämällä kasvimateriaaliin, sienirihmastoon ja juurieritteisiin sitoutuneen hiilen määrä.

Tulokset ja tarkastelu

Kokeen tuloksena saadaan käsitys siitä, miten muuttuva ektomykorritsasienilajisto vaikuttaa taimien kykyyn sitoa hiiliodioksidia sekä siitä, kuinka suuri osa sidotusta hiilestä päätyy maaperään. Tulokset selvittävät osaltaan miten metsien hakkuu vaikuttaa boreaalisen vyöhykkeen metsämaan kykyyn sitoa ilmakehän hiiltä. Alustavat tulokset esitetään posterissa.

Kirjallisuus

1. Dosskey, M.G., Linderman, R.G. ja Boersma L. 1990 New Phytol. 115: 269-274
2. Heinonsalo, J. Väitöskirja. Dissertationes Biocentri Viikki Universitatis Helsingiensis 9/2004.
3. Juurola, E. 2003. Tree Physiol. 23: 85-95
4. Smith, S.E. ja Read, D.J. 1997 Mycorrhizal symbiosis, 2nd Edn., Academic Press, Cambridge.

Methanotrophic bacteria in Finnish raised bog complex: Effects of site fertility and drainage

Suon ravinteisuuden ja ojituksen vaikutukset metanotrofeihin monimuotoisella suolla

Krista Jaatinen[*1)], Eeva-Stiina Tuittila[2)], Jukka Laine[2,4)], Kim Yrjälä[3)] and Hannu Fritze[1)]

[1)] Finnish Forest Research Institute, Vantaa Research Centre, P.O. Box 18, 01301 Vantaa, Finland
[2)] Peatland Ecology Group, Department of Forest Ecology, P.O. Box 27, University of Helsinki, 00014 Helsinki, Finland
[3)] Department of Biosciences, Division of General Microbiology, P.O. Box 56, University of Helsinki, 00014 Helsinki, Finland
[4)] Finnish Forest Research Institute, Parkano Research Station, Kaironiementie 54, 39700 Parkano, Finland

Introduction

Methane is a greenhouse gas responsible for global climate change. Microbes in peatlands produce methane (CH_4) part of which is emitted into the atmosphere. Globally peatlands contribute 20 – 30 % of the total 500 to 550 Tg annual CH_4 emission (1, 2, 3).When CH_4 reaches the aerobic peat, a part of it becomes oxidized by methane-oxidizing bacteria (MOB). It has been estimated that 78 % of newly generated methane in *Sphagnum* -peat will be oxidized (4). Based on their ecohydrology and, consequently also on their nutrient status peatlands are classified into two main groups: ombrotrophic (bogs) and minerotrophic peatlands (e.g. oligotrophic fens).Half of the peatland area in Finland has been drained and today 54 % of the peatlands are classified as forest land (5). However, the effects of drainage on MOB diversity are not documented.

MOB are diverse and not closely related to each other except for the environmental function. Taxonomically MOB are classified to two main distinct groups, type I and II (6). The first step in CH_4 oxidation is carried out by a key enzyme methane monooxygenase (MMO), which exists in two forms, a particulate membrane-bound (pMMO) and a soluble cytoplasmic form (sMMO). According to their function MOB are classified into 'high-affinity' methanotrophs, which are living in upland mineral soils on ambient CH_4 concentrations, and into 'low-affinity' methanotrophs living in e.g. peatlands, rice fields or waste dumps on elevated high CH_4 concentrations. Identification of methanotroph specific phospholipid fatty acids (PLFAs) revealed the presence of both type I and II MOB in peatland soil (7, 8, 9).

In our study the aim was to explore the possible effects of site fertility and drainage of Finnish peatland on the potential methane oxidation activity and diversity of methanotrophic bacteria. Earlier studies indicated dominance of type I MOB in nutrient-rich environments (10, 11). Our first hypothesis was that type I MOB dominate in the nutrient rich fen ecosystem and type II MOB in nutrient poor bog. Our second hypothesis was that drainage induces a change from a low-affinity MOB community characteristic to peatlands towards a high-affinity community typical to uplands soils adapted to low methane concentrations. Since the vegetation change in bog ecosystems is less drastic than in fens (e.g. 12), our third hypothesis was that the change in MOB community would be more moderate in a bog.

Material and methods

The experiment was conducted at the Lakkasuo mire, Central Finland (61°48´N, 24°19´E, ca. 150 m above sea level) in August 2003. Lakkasuo is an eccentric raised bog complex where a large variation of Finnish mires site types can be found. Peat cores of two pristine and drained nutrient gradient sites were taken until 10 cm below the water table. The cores were divided into sub-samples by depth (every 10 cm). Potential atmospheric CH_4 oxidation was measured by gas chromatography. MOB was characterized by PCR, DGGE and sequencing methods using

functional primer sets for *pmoA* (13) and *mmoX* (14).

Results and discussion

CH_4 oxidation was influenced by peat site fertility. At the more fertile oligotrophic fen site CH_4 oxidation rates peaked at 30 – 40 cm above the water table whereas at the ombrotrophic bog site the maximum oxidation rates were measured between 10 cm below and 20 cm above the water table. Drainage decreased the CH_4 oxidation rates at the oligotrophic fertile site more strongly than at the ombrotrophic site. With increasing fertility the number of *pmoA* derived DGGE bands increased indicating higher diversity of pMMO-possessing MOB. Depth as well as drainage decreased the number of *pmoA* derived DGGE bands in both fertility sites, especially in oligotrophic site. However *mmoX* derived PCR-products were obtained only from less fertile ombrotrophic site indicating the difference in MOB population due the fertility. Drainage itself and depth in drained site showed a small difference in *mmoX* derived DGGE banding pattern. Most of the sequenced *pmoA* bands form a cluster and belong to type I MOB. Sequenced *mmoX* derived bands did not resemble any known MOB, although they were distantly more related to type II MOB.

As a summary, MOB communities were distinctly different in the two studied peatland sites, bog and fen, probably due their different ecohydrologies and nutrient levels. There was also a clear change in the MOB community from upper to lower layers of the peat profiles. The change in the amount and distribution of pMMO-possessing MOB was more obvious in the pristine oligotrophic fen than in the ombrotrophic bog site. Drainage had a clear effect on MOB activity and community in both sites, most likely due to altered ecohydrological conditions, decreased substrate and oxygen availability. However, our results could not verify our hypothesis that MOB community would have changed due to drainage towards a community typical to upland soils. The considerably larger decrease in MOB activity in the nutrient-rich oligotrophic fen confirmed the hypothesis about the bigger drainage impact on the MOB community of the fen site.

References

1. Cicerone RJ, Ormland RS (1988) Biogeochemical aspects of atmospheric methane. Global Biogeochem Cycles 2:299–327
2. Khalil MAK, Rasmussen, RA (1983) Sources, sinks and seasonal cycles of atmospheric methane. J Geophys Res 88:5131–51
3. Lassey KR, Lowe DC, Manning MR (2000) The trend in atmospheric ^{13}C and implications for isotopic constrains on the global methane budget. Global Biogeochem Cycles 14:41–49
4. Yavit JB, Lang GE (1987) Aerobic methane oxidation in the surface peat from a mass-dominated wetland in West Virginia. Abstr Reports, 193rd ACS National Meeting, Symp on Atmospheric Methane, Denver, CO, April 5 –10, 1987
5. Hökkä H, Kaunisto S, Korhonen KT, Päivänen J, Reinikainen A, Tomppo E (2002). Suomen suometsät 1951-1994. Metsätieteen aikakauskirja 2B. Metsäntutkimuslaitos Helsinki
6. Hanson RS, Hanson TE (1996) Methanotrophic Bacteria. Microbiol Rev 60:439–471
7. Krumholz LR, Hollenback JL, Roskes SJ, Ringelberg DB (1995) Methanogenesis and methanotrophy within a *Sphagnum* peatland. FEMS Microbiol Ecol 18:215–224
8. Sundh I, Borgå P, Nilsson M, Svensson BH (1995) Estimation of cell numbers of methanotrophic bacteria in boreal peatlands based on analysis of specific phospholipid fatty acids. FEMS Microbiol Ecol 18:103–112
9. Sundh I, Nilsson M, Granberg G, Svensson BH (1994) Depth distribution of microbial production and oxidation of methane in northern boreal peatlands. Microb Ecol 27:253–265
10. Amaral JA, Archambault C, Richards SR, Knowles R (1995) Denitrification associated with groups I and II methanotrophs in a gradient enrichment system. FEMS Microbiol Ecol 18:289–298
11. Wise MG, McArthur JV, Shimkets LJ (1999) Methanotroph diversity in landfill soil: Isolation of novel type I and type II methanotrophs whose presence was suggested by culture-independent 16S ribosomal DNA analysis. Appl Environ Microbiol 65:4887–4897
12. Laiho R, Vasander H, Penttilä T, Laine, J (2003) Dynamics of plant-mediated organic matter and nutrient cycling following long-term water-level drawdown in boreal peatlands. Global Biogeochem Cycles 17:1053, doi:10.1029/2002GB002015, 2003
13. Holmes AJ, Costello A, Lidstrom ME, Murrell JC (1995) Evidence that particulate methane monooxygenase and ammonia monooxygenase may be evolutionarily related. FEMS Microbiol Lett 132:203–208
14. Auman AJ, Stolyar S, Costello AM, Lidstrom M (2000) Molecular characterization of methanotrophic isolates form freshwater lake sediment. Appl Environ Microbiol 66:5259–5266

Tuhkalannoitus lisää metsämaan mikrobien aktiivisuutta – ilmiön taustalla olevat vaikutusmekanismit

Elevated microbial activity after wood ash application – the mechanisms behind the phenomenon

Hanna Jokinen[*1)], Oili Kiikkilä [2)] ja Hannu Fritze [3)]

[* 1)] Ympäristöekologian laitos, Helsingin yliopisto, Niemenkatu 73, 15140 Lahti
[2)] Metsäntutkimuslaitos, Vantaan tutkimuskeskus, PL 18, 01301, Vantaa
[3)] Metsäntutkimuslaitos, Vantaan tutkimuskeskus, PL 18, 01301, Vantaa

Johdanto

Tuhkalannoituksen vaikutuksia metsäekosysteemin toimintaan, kuten orgaanisen aineksen hajotukseen ja mineralisaatioon, on tutkittu Suomessa jo useamman vuosikymmenen ajan sekä lyhyen että pitkän aikavälin turve- ja kivennäismaakokeilla. Tuhkalisäys aiheuttaa välittömän pH:n nousun metsämaassa (1). Tuhkalannoituksen myötä orgaanisen aineksen hajotus vilkastuu (2, 3), liukoisen orgaanisen hiilen (DOC) konsentraatio maanesteessä kasvaa (4, 5) ja ravinteiden mineralisaatio ja kierto metsämaassa nopeutuvat (6), koska metsämaan mikrobien aktiivisuus kasvaa (7, 1). Tuhkalannoituksen on todettu vaikuttavan myös mikrobien yhteisörakenteeseen (8, 1).

Vaikka tuhkalannoituksen vaikutuksia metsäekosysteemiin on selvitetty paljon, ilmiöiden taustalla olevista vaikutusmekanismeista tiedetään suhteellisen vähän. Koska metsämaan mikrobiaktiivisuus vaikuttaa merkittävästi ravinteiden kiertoihin metsäekosysteemissä, mikrobiaktiivisuuden kohoamisen taustalla olevien vaikutusmekanismien tunteminen on tärkeää, jotta voitaisiin paremmin selittää muun muassa puuston kasvussa havaittavat muutokset.

Tutkimuksen tavoitteena oli selvittää, johtuuko tuhkalannoituksen yhteydessä havaittu metsämaan mikrobien aktiivisuuden kohoaminen metsämaan kohonneesta pH:sta ja/tai liukoisen orgaanisen hiilen (DOC) kohonneesta konsentraatiosta metsämaassa. Tutkimuksen hypoteesit olivat: 1) metsämaan kohonnut pH lisää mikrobien aktiivisuutta ja 2) metsämaan kohonnut DOC -konsentraatio lisää mikrobien aktiivisuutta. Tutkimuksen tavoitteena oli myös selvittää, vaikuttaako tuhkalannoitus DOC:n kemialliseen koostumukseen.

Aineisto ja menetelmät

Tutkimus toteutettiin laboratoriokokeena. Tutkimusmateriaalina käytettiin variksenmarja-kanervatyypin (ECT) männiköstä kerättyä humusta. Laboratoriossa osaan humuksesta sekoitettiin puutuhkaa (9000 kg ha $^{-1}$). Tuhkatonta (C) ja tuhkallista (A) humusta haudutettiin 21 vrk ajan pimeässä, vakio-olosuhteissa (WHC 60%, 14 °C). DOC -konsentraatio määritettiin tasaisin väliajoin (yhteensä yhdeksän näytteenottoa). Kokeen lopussa määritettiin myös DOC:n kemiallinen koostumus pylväskromatografiaan perustuvalla menetelmällä (9, 10). DOC:n ja pH:n erillisvaikutuksien selvittämiseksi luotiin koejärjestely, jossa tutkittiin DOC -konsentraation (0 tai 4,6 mg l $^{-1}$), DOC:n alkuperän (tuhkaton, tuhkallinen humus) ja pH:n (4,5 tai 6,9) vaikutuksia tuhkattomasta humuksesta uutettujen bakteerien kasvunopeuteen. Bakteereja kasvatettiin 24 tuntia. Bakteerien kasvunopeus määritettiin ^{3}H-tymidiini-inkorporaatio –menetelmällä (11). Bakteerien yhteisörakenteen muutos määritettiin PCR-DGGE –menetelmällä (12, 13).

Tulokset ja tarkastelu

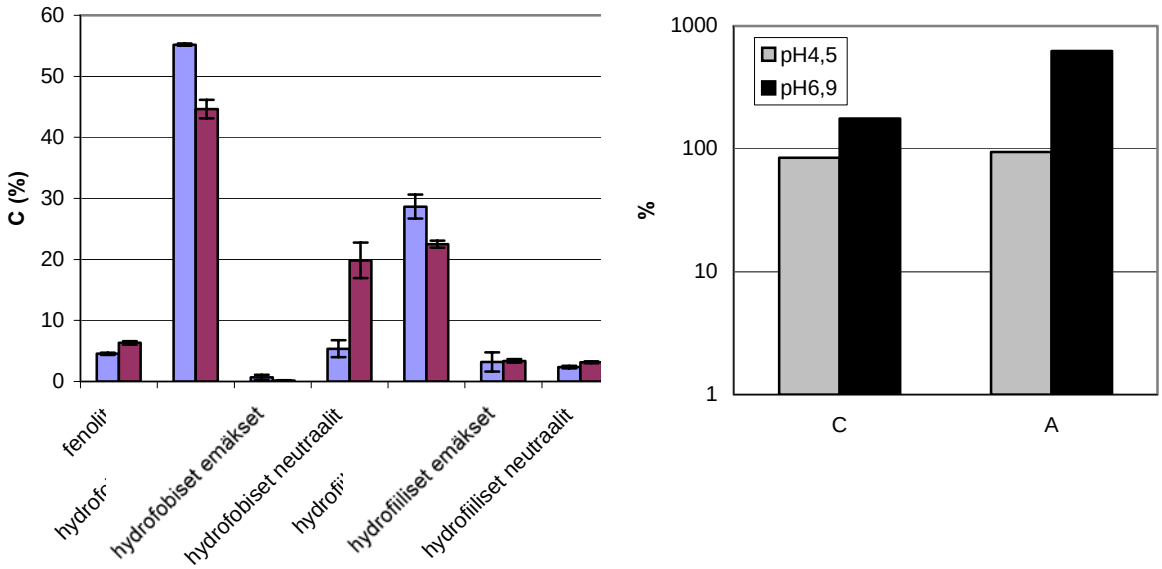
Tuhkalannoitus (9000 kg ha $^{-1}$) nosti metsämaan DOC –konsentraatiota. Jo kaksi päivää kokeen aloittamisesta tuhkallisen humuksen DOC –konsentraatio (40 mg l $^{-1}$) oli noin nelinkertainen tuhkattoman humuksen DOC -konsentraatioon verrattuna. Tuhkan vaikutus säilyi koko kokeen

ajan. DOC fraktioitiin seitsemään fraktioon: fenoleihin, hydrofobisiin happoihin, emäksiin ja neutraaleihin sekä hydrofiilisiin happoihin, emäksiin ja neutraaleihin (Kuva 1). Tuhkalannoitus vaikutti myös DOC:n kemialliseen koostumukseen. Hydrofobiset hapot olivat dominoiva fraktio kummassakin käsittelyssä, vaikkakin tuhkallisessa humuksessa niiden suhteellinen osuus DOC:n kokonaiskonsentraatiosta oli pienempi tuhkattomaan humukseen verrattuna.

Bakteerit pystyivät ainakin jossain määrin käyttämään DOC:ta hiilenlähteenään, sillä DOC:tä sisältäneissä vesiliuoksissa kasvatettujen bakteerien kasvunopeus oli korkeampi kuin MQ -vedessä (ei DOC -lisäystä) kasvatettujen bakteerien. Tulos osoitti, että tuhkalannoitus lisää metsämaan mikrobien aktiivisuutta lisäämällä DOC -konsentraatiota metsämaassa. Tuhkalannoitus vaikutti myös pH:n kautta bakteerien kasvunopeuteen. DOC:n läsnä ollessa, mutta DOC:n alkuperästä riippumatta, bakteerien suhteellinen kasvunopeus oli suurempi pH:ssa 6,9 kuin alhaisemmassa pH:ssa (Kuva 1). Bakteerien suhteellinen kasvunopeus laskettiin suhteuttamalla bakteerien kasvunopeus MQ -vedessä bakteerien kasvunopeuteen DOC -vesiliuoksessa vastaavassa pH:ssa. Todennäköisesti DOC:n kemiallinen koostumus vaikutti bakteerien kasvunopeuteen, sillä pH:ssa 6,9 bakteerien kasvunopeudet eivät olleet yhtä suuret. Parhaiten bakteerit kasvoivat vesiliuoksessa, jossa oli tuhkallisesta humuksesta uutettua DOC:ta.

Tuhkalannoitus vaikutti bakteerien yhteisörakenteeseen. DOC:n läsnä ollessa, pH:ssa 6,9 kasvatettujen bakteerien yhteisörakenne erosi alhaisemmassa pH:ssa kasvatettujen bakteerien yhteisörakenteesta. Myös pH:ssa 6,9 bakteerien yhteisörakenne oli erilainen riippuen siitä, oliko kyseessä tuhkattoman vai tuhkallisen humuksen DOC.

Tutkimuksen johtopäätöksenä voidaan todeta, että tuhkalannoituksen aiheuttamat muutokset metsämaan mikrobiaktiivisuudessa välittyvät joko suoraan tai välillisesti tuhkalannoituksen aiheuttaman pH-vaikutuksen kautta. Happamuudella oli selvä vaikutus kaikkiin mitattuihin muuttujiin. Kun metsämaan pH nousee, myös DOC –konsentraatio kasvaa. Metsämaan mikrobit ovat yleensä hiilirajoitteisia, minkä vuoksi niiden aktiivisuus kasvaa DOC -konsentraation kasvaessa. Tuhkalannoituksen seurauksena todennäköisesti myös DOC:n kemiallinen koostumus muuttuu, mikä voi osaltaan vaikuttaa metsämaan mikrobiaktiivisuuteen.



a b

Kuva 1. a) Liukoisen orgaanisen hiilen (DOC) kemiallinen koostumus tuhkattomassa (C) ja tuhkallisessa (A) humuksessa, b) bakteerien suhteellinen kasvunopeus (TdR) vesiliuoksissa, joissa DOC peräisin tuhkattomasta (C) tai tuhkallisesta (A) humuksesta. DOC -konsentraatio 4,6 mg l^{-1}, tuhkalisäys 9000 kg ha^{-1}.

Kirjallisuus

1. Perkiömäki, J. & Fritze, H. 2002. Short and long-term effects of wood ash on the boreal forest humus microbial community. Soil Biology & Biochemistry 34:1343-1353.
2. Priha, O. & Smolander, A. 1994. Fumigation-extraction and substrate-induced respiration derived microbial biomass C and respiration rate in limed soil of Scots pine sapling stand. Biology and Fertility of Soils 17:301-308.
3. Fritze H., Smolander A., Levula T., Kitunen V. & Mälkönen E. 1994. Wood ash fertilization and fire treatments in a Scots pine forest stand: effects on the organic layer, microbial biomass and microbial activity. Biology and Fertility of Soils 17:57-63.
4. Ludwig, B., Heil, B., Flessa, H. & Beese, F. 2000. Use of ^{13}C and ^{15}N mass spectrometry to study decomposition of *Calamagrostis epigeios* in soil column experiments with and without ash additions. Isotopes in Environmental and Health Study 36:49-61.
5. Chirenje, T., Rivero, C. & Ma, L.Q. 2002. Leachability of Cu an Ni in wood ash-amended soil as impacted by humic and fulvic acid. Geoderma 108:31-47.
6. Perkiömäki, J., Levula, T. & Fritze, H. 2004. A reciprocal decomposition experiment of Scots pine needles 19 yr after wood ash fertilization. Soil Biology & Biochemistry 36:731-734.
7. Hagerberg, D. & Wallander, H. 2002. The impact of forest residue removal and wood ash amendment on the growth of the ectomycorrhizal external mycelium. FEMS Microbiology Ecology 39:139-146.
8. Fritze, H., Perkiömäki, J., Saarela, U., Katainen, R., Tikka, P., Yrjälä, K., Karp, M., Haimi, J., Romantschuk, M. 2000. Effect of Cd-containing wood ash on the microflora of coniferous forest humus. FEMS Microbiology Ecology 112:43-51.
9. Leenheer, J.A. 1981. Comprehensive approach to preparative isolation and fractionation of dissolved organic carbon from natural waters and waste waters. Environmental Science and Technology 15:578-587.
10. Qualls, R.G., & Haines, B.L. 1991. Geochemistry of dissolved organic nutrients in water percolating through a forest ecosystem. Soil Science Society of America Journal 55:1112-1123.
11. Bååth, E., Pettersson, M., Söderberg, K.H. 2001. Adaptation of rapid and economical microcentrifugation method to measure thymidine and leucine incorporation by soil bacteria. Soil Biology & Biochemistry 33:1571-1574.
12. Heuer, H., Kresek, M., Baker, B., Smalla, K., Wellington, E.M.H. 1997. Analysis of actinomycete communities by specific amplification of genes encoding 16S rRNA and gel-electrophoretic separation in denaturing gradients. Applied and Environmental Microbiology 63:3233-3241.
13. Pennanen, T., Paavolainen, L., Hantula, J. 2001. Rapid PCR-based method for the direct analysis of fungal communities in complex environmental samples. Soil Biology & Biochemistry 33:697-699.

Detection of methane-producing archaea in soil: evaluation of PCR primers targeting the *mcrA* gene

Metaania tuottavien arkkien havaitseminen maassa: mcrA- geeniin kohdistuvien PCR-alukkeiden vertailu

Heli Juottonen [1)], Pierre E. Galand [2)] and Kim Yrjälä [3)]

[1)] Department of Biological and Environmental Sciences, General Microbiology, PL 56, 00014 University of Helsinki
[2)] Department of Biological and Environmental Sciences, General Microbiology, PL 56, 00014 University of Helsinki
[3)] Department of Biological and Environmental Sciences, General Microbiology, PL 56, 00014 University of Helsinki

Introduction

Methane (CH_4) is a greenhouse gas contributing significantly to climate change. Water-submerged soils such as mires and rice fields are among the most important sources of methane in nature. Methanogens, anaerobic microbes belonging to the domain *Archaea*, are the only living organisms capable of producing methane. These anaerobic microbes are difficult to isolate and obtain as pure cultures. DNA based methods are therefore the choice to study the functional communities of such microbes. The methyl-coenzyme M reductase (MCR) enzyme involved in methane production is unique to methanogenic archaea. The *mcrA* gene coding for a part of the MCR enzyme has therefore been used as molecular marker for studies of methanogen communities in environmental samples. Three PCR primers have so far been designed to amplify different regions of the *mcrA* gene. The ME and ML primers have been used in studies of boreal mires (1, 2). The MCR primer has been used to analyse methanogen communities in rice fields (3), but never in mires. In this study we tested the amplification range of these three primers using samples from a drained ash-fertilized mire.

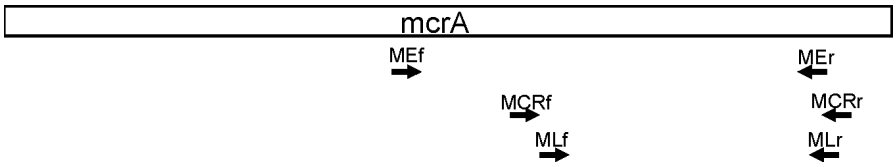


Fig. 1. Primer pairs targeting the methanogen-specific *mcrA* gene. Polymerase chain reaction amplicon lengths are for ME primer pair 760 bp, for MCR 490 bp and for ML 470 bp.

Materials and methods

The experimental site was a drained cotton-grass pine bog in Muhos, Finland, consisting of two kinds of plots: ash-fertilized plots (15 000 kg wood ash per hectare), and control plots (no ash). Soil samples were taken from peat profiles from 10 cm and 30 cm below the water table level. DNA was extracted with Soil DNA Isolation Kit (MoBio Laboratories), and amplified with three different primer pairs targeting the *mcrA* gene: ME (4), MCR (5) and ML (6; Fig. 1). Clone libraries were constructed by ligating the amplified *mcrA* fragments into pGEM-T plasmid vector. Inserts in randomly selected clones were re-amplified with the same primers for restriction fragment length polymorphism (RFLP) analysis with restriction enzyme *Msp*I. Restriction fragments were separated by agarose gel electrophoresis (3% Synergel). Clones were divided into RFLP groups based on the size and number of restriction fragments. Representatives of each RFLP group were sequenced from plasmid DNA. Groups that had at least 99% DNA sequence similarity were combined.

Results and discussion

All three primers showed a depth-related distribution of RFLP groups (Fig. 2), as demonstrated by detection of restriction groups I, H and C in upper layer and groups K, J and F in deeper layer. A depth related methanogenic community structure is typical in boreal mires (1,7).

With both the ML and MCR primers, the detected methanogen diversity was lower for the upper peat layer than for the deeper layer, whereas the ME primers showed no diversity change with depth (Shannon diversity index in Table 1). The ML and MCR primer pairs also detected lower diversity in the upper peat layer than the ME primer pair, and higher diversity in the lower peat layer than ME.

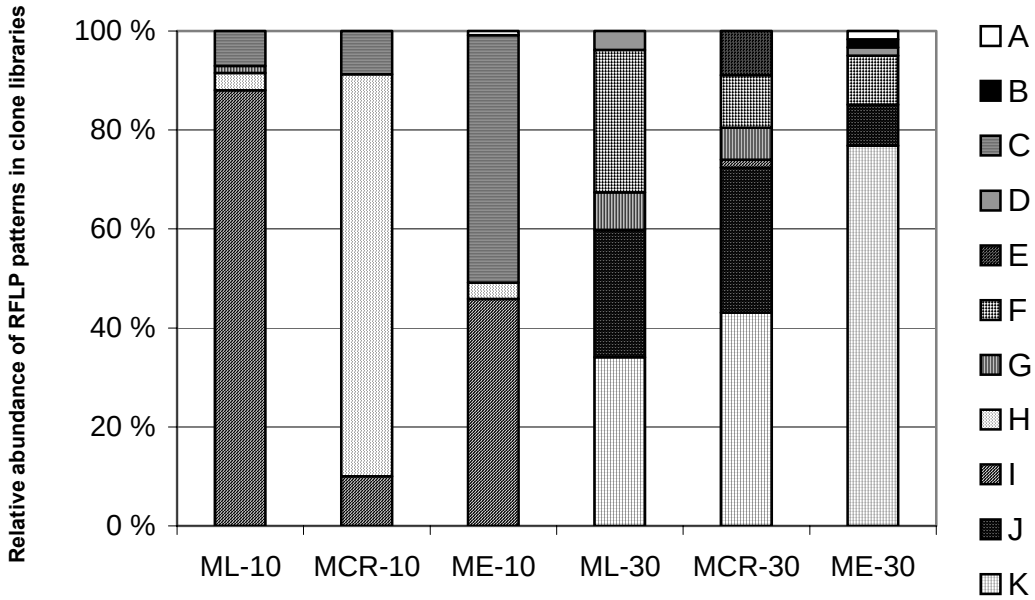


Fig. 2. RFLP analysis of *mcrA* clone libraries obtained with primer pairs ML, MCR and ME. Sequences were obtained from two depths in peat profiles below the water table (10 cm and 30 cm). Data from control and ash-fertilized plots have been combined for each depth. Letters in the legend represent different RFLP groups.

Some RFLP groups (Fig. 2) were primer-specific: restriction group E was only detected by the MCR primer pair, and group G was not at all detected with the ME primers. This showed that the range of amplifiable *mcrA* genes varied between the used primers. Choice of primers did not essentially alter the overall results, as dominant RFLP groups in the samples were detected by all primers. Still the proportions of RFLP groups changed considerably, showing that the primers are biased towards different *mcrA* sequences.

Table 1. Diversity indices calculated from the distribution RFLP patterns in *mcrA* clone libraries. Shannon index ($H' = -\Sigma pi \ln(pi)$), where pi is the proportion of clones in ith RFLP group) is a general measure of diversity and species richness. Simpson's index ($D = \Sigma\, pi^2$) describes the evenness of distribution of clones in RFLP groups.

Parameters	Clone library					
	ML-10	MCR-10	ME-10	ML-30	MCR-30	ME-30
RFLP groups	4	3	4	5	6	6
Shannon index (H')	0.48	0.61	0.86	1.39	1.42	0.84
Simpson's index (D)	0.78	0.68	0.46	0.27	0.30	0.61

In conclusion, the choice of primers did not affect the main observation of this study that the distribution of methanogenic marker genes is depth-related in the drained bog. The distribution of *mcrA* markers 10 cm below the water table varied, however, depending on primers used. The RFLP group H dominated when MCR primer pair was used, whereas the group I was a minor one. The group H was, however, a minor one when either the primer pairs ML or ME were used. Primer

choice affects the results on some level and it is of advantage if there is prior knowledge of the amplification range of the primers in a certain ecosystem. Our study showed that the ML and MCR primers are a better choice than the ME primers for analysis of mire methanogen communities. If microbial communities in a new ecosystem are studied, the available primers should be compared at some point to be able to use the best available primers.

References

1. Galand, P.E., Saarnio, S., Fritze, H., and Yrjälä, K. 2002. Depth related diversity of methanogen archaea in Finnish oligotrophic fen. FEMS Microbiology Ecology 42: 441-449.
2. Galand P.E., Fritze, H., Conrad, R., and Yrjälä K. 2004. Pathways for methanogenesis and diversity of methanogenic archaea in three boreal mire ecosystems. Applied and Environmental Microbiology (in press).
3. Lueders, T., Chin, K.J., Conrad, R. and Friedrich, M. (2001) Molecular analyses of methyl-coenzyme M reductase alpha-subunit (mcrA) genes in rice field soil and enrichment cultures reveal the methanogenic phenotype of a novel archaeal lineage. Environmental Microbiology 3: 194-204.
4. Hales, B.A., Edwards, C., Ritchie, D.A., Hall, G., Pickup, R.W. and Saunders, J.R. 1996. Isolation and amplification of methanogen-specific DNA from blanket bog peat by PCR amplification and sequence analysis. Applied and Environmental Microbiology 62: 668-675.
5. Springer, E., Sachs, M.S., Woese, C.R. and Boone, D.R. 1995. Partial gene sequences for the A subunit of methyl-coenzyme M reductase (mcrI) as a phylogenetic tool for the family Methanosarcinaceae. International Journal of Systematic Bacteriology 45: 554-559.
6. Luton, P.E., Wayne, J.M., Sharp, R.J. and Riley, P.W. 2002. The mcrA gene as an alternative to 16S rRNA in the phylogenetic analysis of methanogen populations in landfill. Microbiology 148: 3521-3530.
7. Galand, PE., Juottonen, H., Fritze, H. and Kim Yrjälä 2004. Methanogen communities in a drained bog: effect of ash fertilization. Microbial Ecology (in press).

Erikoiskasveilla voidaan vaikuttaa peltomaan mikrobiyhteisön monimuotoisuuteen

Special crops can change the microbial community structure in agricultural soils

Saara Kaipainen[1*], Kim Yrjälä[3], Marjo Keskitalo[2] ja Ansa Palojärvi[1]

1 Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus, Ympäristön tutkimus, Maaperä ja ympäristö, 31600 Jokioinen
2 Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus, Kasvintuotannon tutkimus, 31600 Jokioinen
3 Bio- ja ympäristötieteiden laitos, Yleinen mikrobiologia, PL 56, 00014 Helsingin yliopisto

Johdanto

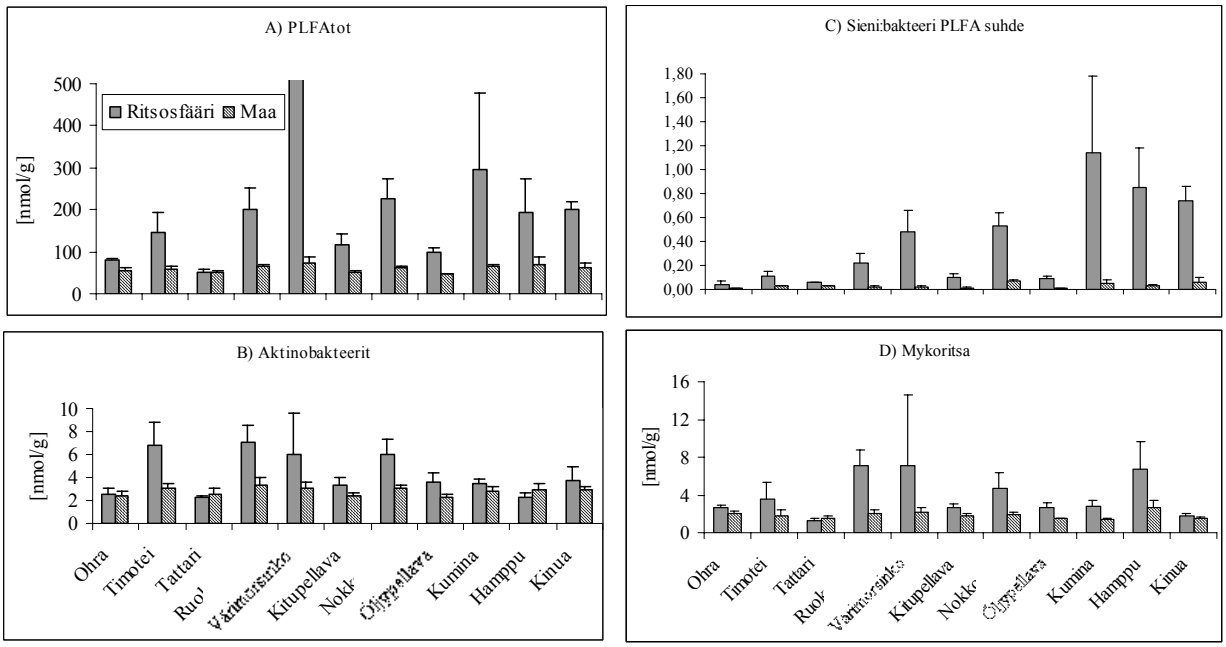
Juuret ja maaperän mikrobit elävät kiinteässä vuorovaikutussuhteessa. Kasvilajien tiedetäänkin vaikuttavan maaperän mikrobiston määrään ja laatuun suosimalla eri mikrobeja ritsosfäärissään (1, 2). Maaperän mikrobeilla on suuri merkitys maaperän keskeisissä prosesseissa, kuten ravinteiden kierrossa ja kasvitautien luontaisessa torjunnassa. Viljeltyjen kasvilajien määrä on vähentynyt huomattavasti ja viljely on yksipuolistunut, mikä on johtanut eloperäisen aineksen ja monimuotoisuuden vähenemiseen viljelymaissa. Kasvattamalla maaperän mikrobi-monimuotoisuutta nostetaan samalla hyödyllisten mikrobien todennäköisyyttä esiintyä maaperässä. Vaikka maamikrobien ja kasvin juuriston välisiä yhteyksiä on tutkittu melko aktiivisesti, on tutkimukset useimmiten tehty tavallisimmilla viljelykasveilla. Tämän tutkimuksen tarkoituksena oli selvittää erikoiskasvien vaikutusta maaperän mikrobiyhteisöihin ja verrata erikoiskasvien vaikutusta kontrollikasvina toimineeseen ohraan. Tässä erikoiskasveilla tarkoitetaan kasveja, joita tällä hetkellä käytetään viljelykasveina melko vähän, mutta joilla on potentiaalia viljelykasveiksi.

Aineisto ja menetelmät

Teimme erikoiskasveilla astiakokeen kesällä 2003. Kokeessa oli mukana kaksi Suomessa yleisesti viljeltyä kasvia, ohra (*Hordeum vulgare*) ja timotei (*Phleum pratense*) sekä yhdeksän erikoiskasvia. Erikoiskasvit olivat kumina (*Carum carvi*), ruokohelpi *(Phalaris arundinaceae*), värimorsinko (*Isatis tinctoria*), kinua (*Chenopodium quinea*), öljyhamppu (*Cannabis sativa*), kitupellava (*Camelina sativa*), pellava (*Linum usitatissimum*), tattari (*Fagopyrum esculentum*) ja nokkonen (*Urtica dioica*). Kasvit kylvettiin/istutettiin astioihin toukokuussa 2003. Astioita pidettiin lasikattoisessa astiakoehallissa, jossa on verkkoseinät. Kasveja kasteltiin lähes päivittäin, tarpeen mukaan. Näytteenotto oli elokuussa 2003. Näytteet yksivuotisista kasveista otettiin tuleentumisen aikaan ja monivuotisista kasveista elokuun lopussa. Jokaisesta ruukusta otettiin kaksi näytettä, löyhästi juuristoon sitoutuneesta maasta maanäyte ja juurten pinnalta ritsosfäärinäyte. Näytteistä analysoitiin mikrobibiomassa ja mikrobiyhteisön rakenne fosfolipidien rasvahappo menetelmällä (PLFA) sekä ohran, kinuan ja kuminan juuristonäytteistä aktinobakteerien diversiteetti T-RFLP-(Terminal Restriction Fragment Length Polymorphism) menetelmällä.

Tulokset ja tarkastelu

Suurimmalla osalla kasveista mikrobibiomassa oli suurempi ritsosfäärissä kuin maassa, ja lisäksi mikrobibiomassa oli juuristossa suurempi suurimmalla osalla erikoiskasveista kuin kontrollikasvilla ohralla (kuva 1). Ainoastaan tattarilla ei ollut tilastollisesti merkitsevää eroa juuristo- ja maanäytteiden välillä ja tattarilla oli ohraan verrattuna pienempi mikrobibiomassa juuristonäytteissä. Mikrobiyhteisön rakenne oli erilainen juuristo- ja maanäytteissä, lisäksi kasvilajilla oli merkitystä juuristo- ja maanäytteiden erojen suuruuteen. Kuminalla, värimorsingolla, kinualla ja öljyhampulla oli suurimmat erot juuristo- ja maanäytteiden välillä. Aktinobakteerien diversiteetissä ei ollut suuria eroja.



Kuva 1 A) PLFA:n kokonaismäärä ritsosfääri- ja maanäytteissä B) Aktinobakteerien kokonaismäärä (PLFA 10-Me-16:0 ja PLFA 10-Me-18:0 summa) C) PLFA 18:2ω6:n suhde bakteereille tyypillisiin PL-rasvahappoihin D) Mykoritsan kokonaismäärä (PLFA 16:1ω5). Indikaattorifosfolipidien rasvahappojen määrät olivat pienempiä maa- kuin juuristonäytteissä ja eri kasvilajit vaikuttivat niihin eri tavoin.

Tämän astiakokeen tuloksiin perustuen voidaan olettaa, että tietyillä erikoiskasveilla voidaan muuttaa peltomaan mikrobiyhteisön suuruutta ja rakennetta. Näiden tulosten varmistamiseksi tarvittaisiin kuitenkin vielä tietoa kenttäkokeista ja erilaisilla maalajeilla tehdyistä astiakokeista.

Kirjallisuus

1. Kuske, C. R., L. O. Ticknor, M. E. Miller, J. M. Dunbar, J. A. Davis, S. M. Barns, and J. Belnap. 2002. Comparison of Soil Bacterial Communities in Rhizospheres of Three Plant Species and the Interspaces in an Arid Grassland. Applied and Environmental Microbiology 68:1854-1863.
2. Söderberg, K. H., P. A. Olsson, and E. Bååth. 2002. Structure and activity of the bacterial community in the rhizosphere of different plant species and the effect of arbuscular mycorrhizal colonisation. FEMS Microbiology Ecology 40:223-231.

Liukoisen orgaanisen hiilen ja typen hajotettavuus koivu- ja havupuumetsiköissä

Degradation of soil dissolved organic carbon and nitrogen in relation to tree species

Oili Kiikkilä, Veikko Kitunen ja Aino Smolander

Metsäntutkimuslaitos, PL 18, 01301 VANTAA

Johdanto

Maamikrobiston aktiivisuus on usein suurempi koivikoissa kuin havumetsissä (1,2). Puulajien eroja voi selittää mm. puiden ja kenttäkerroksen karikkeen koostumus, juurten jakauma ja määrä, juurieritys, maan fysikaalinen rakenne ja mikroilmasto (2). Vaikka vain pieni osa maan hiilestä on liukoisessa muodossa sen merkitys hiilen kierrossa on suuri. Hiilen lisäksi liukoinen orgaaninen aines sisältää mm. typpeä ja fosforia, jonka vuoksi sen merkitys ravinteiden saatavuudessa ja liikkuvuudessa on suuri. Karikkeen ja maan liukoisen orgaanisen aineen määrä ja laatu voivat erota eri puulajien metsiköissä (3,4).

Maan liukoisen orgaanisen hiilen ja typen hajotettavuutta, saatavuutta maabakteereille ja kemiallista koostumusta tutkittiin koivikossa (*Betula pendula* Roth), kuusikossa (*Picea abies* (L.) Karst) ja männikössä (*Pinus sylvestris* L.) (5).

Menetelmät

Rovaniemen maalaiskunnasta, Kivalosta, otettiin näytteet 70 vuotiaasta koivikosta, kuusikosta ja männiköstä, jotka on istutettu vierekkäin alunperin samanlaiselle maaperälle. Näytteet otettiin humuskerroksesta (F/H) lokakuussa koivunlehtien pudottua. Liukoinen orgaaninen aine uutettiin veteen ja sen hajotettavuutta tutkittiin lyhytaikaisessa maauutteiden inkubaatiossa. Liukoisen orgaanisen aineen saatavuutta maabakteereille tutkittiin ^{3}H-tymidiinin inkorporaatiomenetelmällä, joka mittaa bakteerien kasvunopeutta (6).

Kemiallista koostumusta tutkittiin jakamalla yhdisteet molekyylikokojakauman ja kemiallisen luonteen (hydrofiiliset ja hydrofobiset yhdisteet) mukaan (7).

Tulokset

Liukoisen orgaanisen hiilen ja typen hajotettavuus oli alhainen kaikissa maauutteissa. Alhaisin se oli koivikossa (12%) ja korkein männikössä (17%). Myös liukoisen orgaanisen aineen saatavuus maabakteereille oli selvästi korkein männikössä. Saatavuus aleni inkubaatiossa selvästi männikössä, jonkin verran kuusikossa, mutta vain vähän koivikossa. Männikössä oli siten suurempi osuus nopeasti hajoavaa liukoista orgaanista ainetta kuin koivikossa.

Liukoisen orgaanisen hiilen hajoaminen inkubaatiossa voitiin selittää hydrofiilisen fraktion vähenemisenä maauutteessa. Hydrofiiliset hiiliyhdisteet on aiemmin todettu parhaiten hajoaviksi (8,9). Kuitenkin typpiyhdisteistä vähenivät sekä hydrofiiliset että hydrofobiset fraktiot. Liukoisen orgaanisen aineen kemiallisen luonteen mukainen luokittelu ei paljastanut merkittäviä eroja metsiköiden välillä. Sen sijaan pieniä eroja havaittiin liukoisen orgaanisen aineen molekyylikokojakaumassa koivikon ja havupuumetsiköiden välillä. Myös pieni muutos molekyylikokojakaumassa havaittiin inkubaation aikana, mutta vain koivikossa.

Johtopäätökset

Koivikoissa aiemmin todettua havupuumetsiköitä korkeampaa maan mikrobiaktiivisuutta ja mikrobibiomassaa ei voitu selittää liukoisen orgaanisen aineen hajotettavuuden tai kemiallisen

koostumuksen eroilla. Alhaisin liukoisen orgaanisen aineen hajotettavuus todettiin koivikossa. Kuitenkin vain hyvin pieni osa vuotuisesta liukoisen orgaanisen aineen virrasta voitiin tutkia. Hyvin nopeasti hajoavan orgaanisen aineen määrää (esim. aminohapot juurieritteistä) ei voitu tehdyssä inkubaatiossa tutkia. Tämän osuus saattaa olla suurempi koivikossa kuin havupuumetsiköissä.

Kirjallisuus

1. Smolander, A. and Kitunen, V. 2002. Soil microbial activities and characteristics of dissolved organic C and N in relation to tree species. Soil Biology & Biochemistry 34:651-660.
2. Priha, O. 1999. Microbial activities in soils under Scots pine, Norway spruce and silver birch. Finnish Forest Research Institute. Research papers 731. 50 p.
3. Hongve, D., VanHees, W. and Lundström, U.S. 2000. Dissolved components in precipitation water percolated through forest litter. European Journal of Soil Science 51: 667-677.
4. Kalbitz, K., Schmerwitz, J., Schwesig, D. and Matzner, E. 2003. Biodegradation of soil-derived dissolved organic matter as related to its properties. Geoderma 113: 273-291.
5. Kiikkilä, O., Kitunen, V. and Smolander, A. 2004. Degradability of dissolved soil organic carbon and nitrogen in relation to tree species. FEMS Microbiology Ecology. In press.
6. Bååth, E., Pettersson, M. and Söderberg, K.H. 2001. Adaptation of a rapid and economical microcentrifugation method to measure thymidine and leucine incorporation by soil bacteria. Soil Biology & Biochemistry 33: 1571-1574.
7. Aiken, G. and Leenheer, J. 1993. Isolation and chemical characterization of dissolved and colloidal organic matter. Chemistry and Ecology 8: 135-151.
8. Jandl,R. and Sollins, P. 1997. Water-extractable soil carbon in relation to the belowground carbon cycle. Biology and Fertility of Soils 25: 196-201.
9. Qualls, R.G. and Haines, B.L. 1992. Biodegradability of dissolved organic matter in forest throughfall, soil solution, and stream water. Soil Sci. Soc. Am. J. 56: 578-586.

Muurahaiskekoihin (*Formica rufa* -ryhmä) sitoutuneiden ravinteiden määrät suhteessa metsikön ikään

Nutrient pools of ant (Formica rufa group) mounds related to forest stand age

Jouni Kilpeläinen *[1)], Leena Finér [1)], Timo Domisch [1)], Martin Jurgensen [2)], Pekka Niemelä [3)] ja Liselotte Sundström [4)]

[1)] Metsäntutkimuslaitos, Joensuun tutkimuskeskus, PL 68, 80101 Joensuu
[2)] Michigan Technological University, School of Forest Resources and Environmental Science, Houghton, MI 49931, USA
[3)] Joensuun yliopisto, Metsätieteellinen tiedekunta, PL 111, 80101 Joensuu
[4)] Helsingin yliopisto, Bio- ja ympäristötieteiden laitos, PL 65, 00014 Helsinki

Johdanto

Kekoja rakentavat punamuurahaiset (*Formica rufa* -ryhmä) ovat Fennoskandian boreaalisten ja subarktisten metsien avainlajeja. Laajamittaiset häiriöt metsäekosysteemissä, kuten avohakkuu, muuttavat merkittävästi muurahaisten elinolosuhteita (1, 2). Hiilen ja ravinteiden kertyminen muurahaiskekoihin ja vapautuminen keoista voi muuttua metsän kehityksen mukana. Tutkimuksessa verrattiin muurahaiskekojen lukumääriä, tilavuuksia sekä hiilen (C), typen (N) ja fosforin (P) pitoisuuksia ja määriä iältään erilaisissa kuusikoissa.

Aineisto ja menetelmät

Tutkimuskohteiksi valittiin Pohjois-Karjalasta 16 neljää ikäluokkaa (5, 30, 60 ja 100 vuotta) edustavaa mustikkatyypin kuusivaltaista (*Picea abies* (L.) Karst.) metsikköä. Metsiköistä laskettiin linjainventointina kaikki muurahaiskeot ja määritettiin niiden tilavuudet puoliellipsoidin kaavalla. Hiili-, N- ja P-pitoisuudet ja tiheys määritettiin 32 muurahaiskeon maanpäällisestä ja -alaisesta (21 cm syvyyteen asti) osasta sekä kekoja ympäröivän metsämaan humuskerroksesta ja kivennäismaasta (21 cm syvyyteen asti). Kekojen lukumääriä, tilavuuksia ja ravinnemääriä verrattiin metsiköiden ikäluokkien välillä yksisuuntaisen varianssianalyysin ja Bonferroni-testin avulla. Ikäluokittaiset erot C-, N- ja P-pitoisuuksissa ja tiheydessä keon maanpäällisen osan ja ympäröivän metsämaan humuskerroksen välillä sekä keon maanalaisen osan ja ympäröivän kivennäismaan välillä selvitettiin lineaaristen sekamallien (SPSS 12.0.1: Linear mixed models, kiinteinä vaikutuksina ikäluokka ja näytteenottokohta, satunnaisina tutkimusalue ja muurahaiskeko) ja Bonferroni-testin avulla.

Tulokset ja tarkastelu

Keon maanpäällisen osan C- ($p < 0.001$) ja P-pitoisuudet ($p \leq 0.016$) olivat korkeammat kuin ympäröivän humuskerroksen (Taulukko 1). Metsikön ikäluokassa 30 vuotta keon maanpäällisen osan N-pitoisuus oli korkeampi kuin humuksen ($p = 0.044$). Keon maanalaisen osan C- ($p < 0.001$) ja N-pitoisuudet ($p \leq 0.015$) olivat suuremmat kuin ympäröivän kivennäismaan. Syinä muurahaiskekojen ympäristöään korkeampiin hiili- ja ravinnepitoisuuksiin voivat olla erilainen orgaanisen aineksen kertyminen kekoihin ja hajoaminen keoissa, muurahaisten kuona-aineet ja ruoan tähteet sekä epäsuorat yhdysvaikutukset keoissa eri ravinteiden ja esim. pH:n välillä (3, 4, 5).

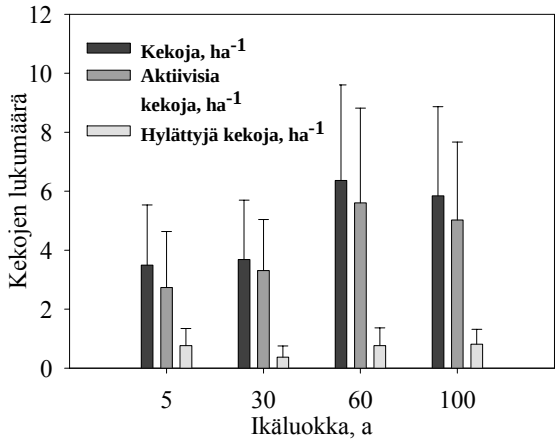
Keon maanpäällisen osan tiheys oli pienempi kuin humuksen ikäluokissa 30 ($p < 0.001$) ja 60 vuotta ($p = 0.005$) (Taulukko 1). Ikäluokassa 100 vuotta myös humuksen tiheys oli pieni, joten ero kekomateriaalin kanssa ei ollut merkitsevä. Vastaavasti taimikossa sekä maanpäällisen keon että humuksen tiheydet olivat suuria. Kekomateriaalin suuri tiheys taimikoissa voi ilmentää silminnähdenkin havaittavaa kekojen huonoa kuntoa; hakkuun seurauksena taantuvat kekomuurahaisyhteisöt eivät pysty pitämään pesiään kunnossa. Keon maanalaisen osan tiheys oli

pienempi kuin ympäröivän kivennäismaan ikäluokissa 60 ($p = 0.002$) ja 100 vuotta ($p < 0.001$). Näissä ikäluokissa muurahaisilla on ollut pisin aika sekoittaa maata kekojen alla.

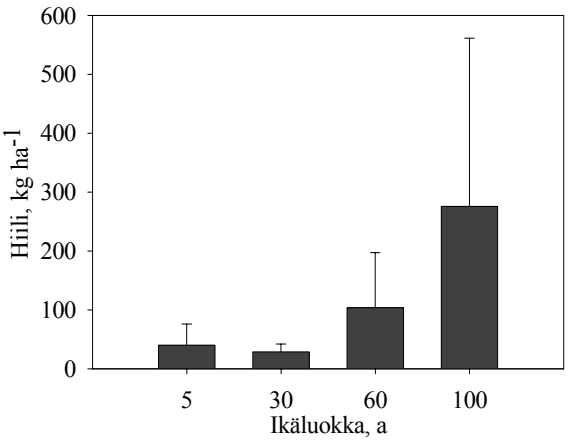
Taulukko 1. Muurahaiskekojen ja ympäröivän metsämaan tiheys, hiili- ja typpipitoisuudet ilmakuivassa näytteessä sekä fosforipitoisuus kuiva-aineessa.

		Muurahaiskeko		Ympäröivä metsämaa	
	Ikäluokka	Maan päällä	Maan alla	Humus	Kivennäismaa
C, %	5	46.7	5.9	32.1	2.3
	30	43.7	6.5	26.9	2.3
	60	49.2	7.0	32.8	2.7
	100	50.2	9.1	39.8	2.0
	Keskim.	47.5	7.2	32.9	2.3
N, %	5	1.07	0.26	0.97	0.11
	30	1.23	0.36	1.09	0.12
	60	1.06	0.36	1.04	0.11
	100	1.00	0.47	1.17	0.09
	Keskim.	1.09	0.36	1.05	0.11
P, g kg^{-1}	5	0.74	-	0.53	-
	30	0.82	-	0.51	-
	60	0.82	-	0.51	-
	100	0.74	-	0.60	-
	Keskim.	0.78	-	0.54	-
Tiheys, g dm^{-3}	5	128	658	153	732
	30	82	613	170	663
	60	86	563	129	769
	100	87	464	100	754
	Keskim.	95	575	138	730

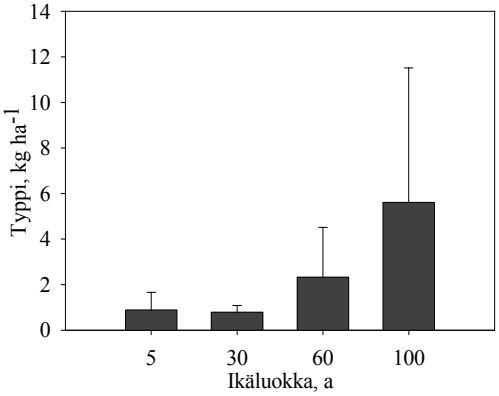
Muurahaiskeot olivat 100-vuotiaissa kuusikoissa keskimäärin suurempia tilavuudeltaan ($p = 0.012$) ja sisälsivät siten enemmän hiiltä, typpeä ja fosforia ($p \leq 0.030$) kuin keot 5- ja 30-vuotiaissa kuusikoissa. Hehtaarikohtaiset kekojen lukumäärät ($p \geq 0.337$) (Kuva 1), tilavuudet ($p \geq 0.136$) ja ravinnemäärät ($p \geq 0.133$) (Kuvat 2–4) olivat suuremmat vanhimmissa metsikön ikäluokissa, mutta ikäluokkien väliset erot eivät olleet suuren hajonnan vuoksi tilastollisesti merkitseviä. Muurahaiskekojen hiili- ja ravinnemäärät ovat pieniä verrattuna muihin varastoihin metsämaassa (6), mutta voivat olla paikallisesti suuria ja ekosysteemin toiminnan kannalta merkityksellisiä.



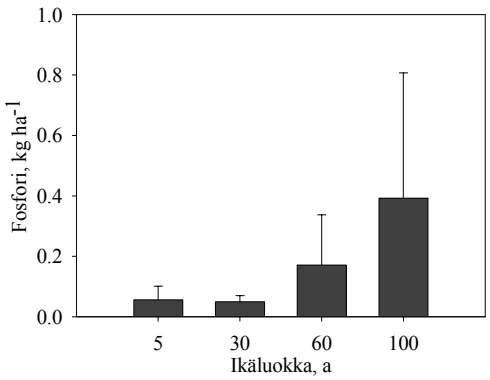
Kuva 1. Tutkimuskuusikoiden muurahaiskekojen keskimääräiset lukumäärät (+ keskivirhe) ikäluokittain (n = 4).



Kuva 2. Muurahaiskekojen hiilen määrä (+ keski-virhe) tutkimuskuusikoiden ikäluokissa (n = 4).



Kuva 3. Muurahaiskekojen typen määrä (+ keski-virhe) tutkimuskuusikoiden ikäluokissa (n = 4).



Kuva 4. Muurahaiskekojen fosforin määrä (+ keski-virhe) tutkimuskuusikoiden ikäluokissa (n = 4).

Kirjallisuus

1. Rosengren, R., Vepsäläinen, K. & Wuorenrinne, H. 1979. Distribution, nest densities, and ecological significance of wood ants (the Formica rufa group) in Finland. Bull. SROP. Int. Organ. Biol. Control. Noxious Anim. Plants West Palaearctic Reg. Sec. pp. 181–213.
2. Punttila, P. 1996. Succession, forest fragmentation, and the distribution of wood ants. Oikos, 75: 291-298.
3. Pokarzhevskij, A. D. 1981. The distribution and accumulation of nutrients in nests of ant *Formica polyctena* (Hymenoptera, Formicidae). Pedobiologia 21: 117–124.
4. Frouz, J., Santruckova, H. & Kalcik, J. 1997. The effect of wood ants (*Formica polyctena* Foerst.) on the transformation of phosphorus in a spruce plantation. Pedobiologia 41: 437–447.
5. Frouz, J., Holec, M. & Kalcik, J. 2003. The effect of *Lasius niger* (Hymenoptera, Formicidae) ant nest on selected soil chemical properties. Pedobiologia 47: 205–212.
6. Finér, L., Mannerkoski, H., Piirainen, S. & Starr, M. 2003. Carbon and nitrogen pools in an old-growth, Norway spruce mixed forest in eastern Finland and changes associated with clear-cutting. Forest Ecology and Management 174: 51–63.

Kuusen genotyypin vaikutus ektomykorritsasieniyhteisöön ja maaperämikrobeihin

The impact of genotype of Norway spruce on ectomycorrhizal community and soil microbes

Tiina Korkama*, Hannu Fritze, Oili Kiikkilä, Anne Pakkanen ja Taina Pennanen

Metsäntutkimuslaitos, Vantaan tutkimuskeskus, PL 18, 01301 Vantaa

Johdanto

Maaperän mikrobiyhteisöjä, kuten symbioottisia ektomykorritsoja (EM) ja hajottajamikrobeja, sääteleväät kasvillisuus sekä maan kemialliset ja fysikaaliset ominaisuudet suoraan ja epäsuoraan karikkeen laadun ja määrän kautta. Lisäksi EM yhteisörakenne vaikuttaa mykorritsosfäärin bakteeristoon (1) ja siten edelleen koko maan mikrobistoon. Isäntäpuiden on arveltu säätelevän mykorritsan muodostusta ja eräässä laboratoriotutkimuksessa on osoitettu, että puun genotyyppi voi vaikuttaa EM kolonisaation määrään (2). Boreaalisissa metsissä kuitenkin yli 95 % juurenkärjistä on EM sienien kolonnisoimia, joten se, mitä toiminnaltaan erilaisia EM sieniä puuyksilöllä on symbiontteina, saattaa olla puun elinvoimaisuuden kannalta tärkeämpää. Puuyksilön vaikutuksesta EM yhteisön rakenteeseen ei kuitenkaan tiedetä juuri mitään.

Tutkimuksen tavoitteena oli selvittää *in situ*, onko puulajin sisäisellä geneettisellä variaatiolla vaikutusta EM ja koko maaperämikrobiyhteisön rakenteeseen ja toimintaan.

Aineisto ja menetelmät

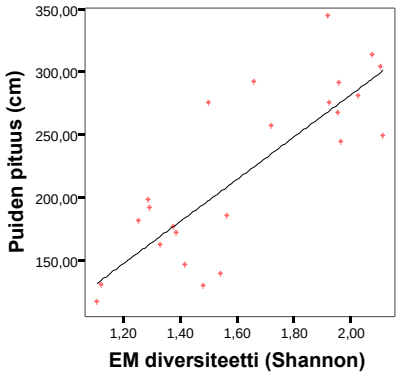
Koealana oli avohakkuualueelle perustettu kuusen (*Picea abies* L. Karst.) kloonikoe. Tähän tutkimukseen valittiin kahdeksan kasvunopeudeltaan erilaista kuusikloonia, jotka voitiin puiden pituuden perusteella jakaa nopea(284 ±64 cm) ja hidaskasvuisiin(161 ±39 cm).

EM lajistoa tutkittiin juurenkärkinäytteistä molekyylibiologisin menetelmin: ITS alueen PCR-DGGE (PCR-denaturoivan gradientin geelielektroforeesi), kloonaus ja sekvensointi. Satunnaisesti valittuja näytteitä oli 150/klooni eli yhteensä 1200. Samalla laskettiin juurenkärkien tiheys (kärkiä/5 cm juurta) ja määritettiin juuribiomassat ja juuren pituus (cm/dm^3).

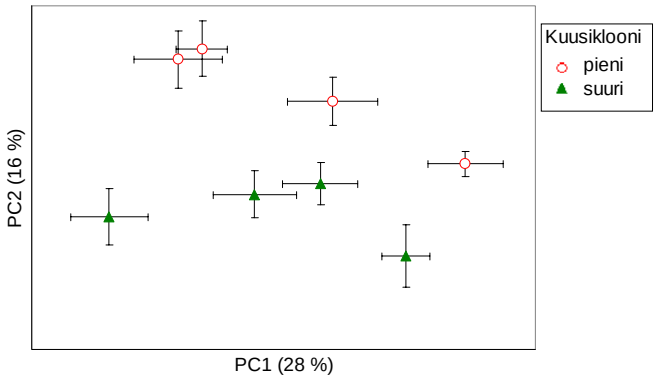
Humusnäytteistä mitattiin perushengitys ja sokeri-indusoitu hengitys (SIR) mikrobibiomassan ja aktiivisen biomassan määrittämiseksi. PLFA-analyysilla (fosfolipidirasvahappo-analyysi) tutkittiin mikrobiyhteisöjen rakenteita (3). Bakteerien kasvunopeus määritettiin tymidiini-inkorporaatio menetelmällä (4, 5) ja sienten kasvunopeus mitattiin ^{14}C-asetaatin inkorporaatiolla ergosteroliin (6).

Tulokset ja tarkastelu

Alustavien tulosten mukaan yleisin EM laji koealalla oli *Tylospora asterophora* (28 % kaikista juurenkärkinäytteistä). Eri taksoneita on löytynyt yhteensä 24. Suurien ja pienien kuusikloonien EM yhteisöt olivat merkitsevästi erilaisia ja EM diversiteetti (Shannon) korreloi positiivisesti puiden pituuden kanssa (Kuva 1). Myös juuribiomassa, juuren pituus ja juurenkärkien tiheys erosivat pienillä ja suurilla kuusiklooneilla ja ne korreloivat positiivisesti puiden pituuden kanssa (Taulukko 1).



Kuva 1. EM diversiteetin (Shannon) korrelaatio puiden pituuden kanssa (r = 0.821, n = 24).



Kuva 2. PCA:n (pääkomponenttianalyysi) pistekuvaaja osoittaa pienien ja suurien kuusikloonien mikrobiyhteisöiden erilaisuuden. Variaation selitysasteet pääkomponenteille on esitetty prosentteina suluissa, symbolit ovat keskiarvoja (n = 3) ja hajonnat ovat SE.

Taulukko 1. Pienien ja suurien kuusikloonien juuribiomassat, juuren pituudet ja juurenkärkien tiheydet/5 cm juurta (keskiarvot ± SE) sekä korrelaatiokertoimet puiden pituuden kanssa.

	Pienet kuusikloonit (n =12)	Suuret kuusikloonit (n = 12)	Korrelaatio puiden pituuteen (n = 24)
Juuribiomassa (g kp)	0,016 ± 0,004	0,042 ± 0,006	r = 0,576
Juuren pituus (cm/dm^3)	33,810 ± 6,731	77,480 ± 9,818	r = 0,581
Juurenkärkien tiheys/5 cm	25,963 ± 2,800	40,018 ± 2,329	r = 0,608

Mikrobiyhteisöjen aktiivisuuksiin kuusen genotyyppi ei näyttänyt vaikuttavan mutta PLFA analyysi osoitti, että pienillä ja suurilla kuusikloonirruuduilla oli rakenteeltaan erilaiset mikrobiyhteisöt (Kuva 2).

Näin ollen kuusen genotyypillä oli vaikutusta juuriston koon ja rakenteen lisäksi EM yhteisörakenteeseen ja edelleen kokonaismikrobiyhteisörakenteeseen. Mikrobiyhteisöiden erilaisuus pienien ja suurien kuusikloonien välillä ei johtunut suoraan EM yhteisöiden erilaisuudesta, sillä sienibiomassoissa ei ollut eroja. Mielenkiintoista oli, että EM diversiteetti oli suurempi nopeakasvuisilla kuusilla kuin hitaammin kasvavilla.

Kirjallisuus

1. Timonen, S., Jørgensen, K.S., Haahtela, K. ja Sen, R. 1998. Bacterial community structure of defined locations of Pinus sylvestris-suillus bovinus and Paxillus involutus mycorrhizospheres in dry pine forest humus and nursery peat. Canadian Journal of Microbiology 44: 499-513.
2. Tagu, D., Faivre Rampant, P., lapyrie, F., Frey-Klett, P. Vion, P. and Villar, M. 2001. Variation in the ability to form ectomycorrhizas in the F1 progeny of an interspcific poplar (Populus spp.) cross. Mycorrhiza 10: 237-240.
3. Pennanen, T., Liski, J., Bååth, E., Kitunen, V., Uotila, J., Westman, C.J., and Fritze, H. 1999. Structure of the microbial communities in coniferous forest soils in relation to site fertility and stand development stage. Microbial Ecology 38:168-179
4. Bååth, E., Pettersson, M. ja Söderberg, K.H. 2001. Adaptation of rapid and economical microcentrifugation method to measure thymidine and leucine incorporation by soil bacteria. Soil Biology and Biochemistry 33: 1571-1574.
5. Kiikkilä, O., Kitunen, V. ja Smolander, A. 2004. Degradability of dissolved soil organic carbon and nitrogen in relation to tree species. In Press FEMS Microbiology Ecology
6. Bååth, E. 2001. Estimation of fungal growth rates in soil using ^{14}C-acetate incorporation into ergosterol. Soil Biololy and Biochemistry 33: 2011-2018.

Viljelykasvin ja maanparannusturpeen vaikutus pellon lierokantaan

Changes in earthworm numbers due to crop plant and soil peat amendment

Sanna Kukkonen ja Mauritz Vestberg

MTT/Laukaan tutkimus- ja valiotaimiasema, Antinniementie 1, 41330 VIHTAVUORI

Johdanto

Luontaiset tekijät, kuten maalaji, asettavat rajoituksia pellon lierolajistolle ja kannan vahvuudelle. Viljelytoimenpiteillä on kuitenkin huomattava merkitys sille kuinka lierokanta pellossa muuttuu vuosien myötä. Lisäksi vaikutus eri lierolajeihin voi olla erilainen riippuen lajin elintavoista. Toistuvat kynnöt yleensä heikentävät kastelierokantaa, koska niiden suhteellisen pysyvät käytävät tuhoutuvat ja kasvinjäte siirtyy maan pinnalta maan sisään (1, 2). Peltoliero saattaa puolestaan hyötyä kynnön yhteydessä tapahtuvasta kasvinjätteen sekoittumisesta maahan. Viljelyn myötä humuksen määrä pellossa yleensä vähenee (3) ja ravinnon määrä usein rajoittaa lierojen lisääntymistä peltomaassa (4, 5). Myös kasvinsuojelutoimenpiteillä, lannoituksella ja sadetuksella on vaikutuksensa lieroihin.

Yksittäisten viljelytoimenpiteiden vaikutus pellon lierokantoihin tunnetaan siis suhteellisen hyvin. Käytännössä kuitenkin lieroihin kohdistuu useita, ehkä eri suuntiinkin vaikuttavia, toimenpiteitä yhtä aikaa. Viljelykasvi ja sen tuotantotapa määräävät pitkälti ne toimenpiteet, joita pellolla tehdään. Tämän tutkimuksen tavoitteena oli tutkia eri tyyppisten yksi- ja monivuotisten kasvien tavanomaisen viljelyn vaikutusta pellon lierokantaan. Hypoteesina oli, että monivuotisten kasvien viljelyn tulisi suosia maan pinnalta kasvinjätettä syöviä kaste- ja onkilieroja. Sen sijaan peltolieron tulisi hyötyä maahan kynnetystä orgaanisesta aineksesta, jona tässä tutkimuksessa käytettiin maanparannusturvetta. Komposteilla ja lannalla on osoitettu olevan positiivinen vaikutus lierokantoihin (5, 6), mutta turpeen vaikutuksesta lieroihin ei juuri ole tietoa (7).

Aineisto ja menetelmät

Viljelykasvin ja maanparannusturpeen vaikutusta pellon lieromääriin tutkittiin MTT:n Laukaan tutkimus- ja valiotaimiaseman koealueella. Pellolla oli aiemmin viljelty ohraa ja maalaji oli runsasmultainen hiesu. Kyseessä oli kaksivaiheinen koe, jonka ensimmäisessä kolmivuotisessa (1999-2001) vaiheessa viljeltiin kahdeksaa eri tyyppistä kasvilajia sekä maanparannusturvetta käyttäen että ilman (esikasvivaihe). Toisessa vaiheessa koko koealueelle istutettiin mansikkakasvusto niin, että kunkin ruudun keskelle vedettiin yksi mansikkapenkki (mansikkavaihe). Koeasetelmana oli osaruutukoe, jossa pääruutuina (36 x 30 m) olivat turvekäsittelyt ja osaruutuina (10 x 5 m) kasvilajit. Samassa rivissä olevia osaruutuja erottivat 2 m ja pääruutuja sekä osaruuturivejä 8 m käytävät. Käytävät pidettiin kasvittomina äestämällä ja kyntämällä. Kokeessa oli kolme kerrannetta.

Hyvin maatunutta maanparannusturvetta (H 4-7 von Post) levitettiin 300 m^3 ha^{-2} toukokuussa 1999 toiselle pääruuduista ja toinen jätettiin parantamatta. Turpeen levitys toistettiin samoihin ruutuihin ennen mansikan istutusta keväällä 2002. Ensimmäinen turpeen levitys nosti maan orgaaniseen aineksen pitoisuutta 1 %-yksiköllä. Esikasvivaiheessa oli monivuotisina kasveina mansikka, timoteinurmi ja kumina. Yksivuotiset kasvit (ruis, rypsi, tattari, sipuli ja hunajakukka) kylvettiin/istutettiin koeruutuihin vuosittain ja sadonkorjuun jälkeen maa kynnettiin. Kokeessa noudatettiin kunkin kasvilajin tavanomaista viljelytapaa lannoituksineen ja kasvinsuojelutoimenpiteineen. Mansikan osalta sekä esikasvivaiheessa että mansikkavaiheessa noudatettiin penkkiviljelytekniikkaa käyttäen mustaa katemuovia. Mansikkapenkkien väleihin kylvettiin natanurmi, joka ajettiin ruohonleikkurilla 3-4 kertaa kesässä.

Lierolajisto ja –määrät kartoitettiin koeruuduista syksyllä 2001 ja 2004. Syvälle kaivautuvien lierojen näytteenotossa käytettiin sinappimenetelmää ja pintamaassa elävät lierot puolestaan

eroteltiin käsin maanäytteestä (25 x 25 m, syv. 30 cm) julkaisussa 8 kuvatulla tavalla. Vuonna 2001 lieronäytteitä otettiin kaksi rinnakkaista kustakin koeruudusta ja kastelierojen arvioinnissa käytettiin ympyrän muotoista 0,38 m^2 aluetta. Vuonna 2004 puolestaan kustakin ruudusta laskettiin lierot vain yhdestä näytepisteestä, mutta alue oli suurempi (0,5 m^2) ja suorakaiteen muotoinen. Jos ruudussa oli mansikkapenkki, näytteet otettiin penkistä. Muutoin näytealueet arvottiin satunnaisesti rajaten ruudun reunavyöhykkeen (1 m ruudun reunasta) pois. Lierot säilöttiin 70% etanoliin ja lierolajit sekä yksilöiden kehitysvaihe tunnistettiin.

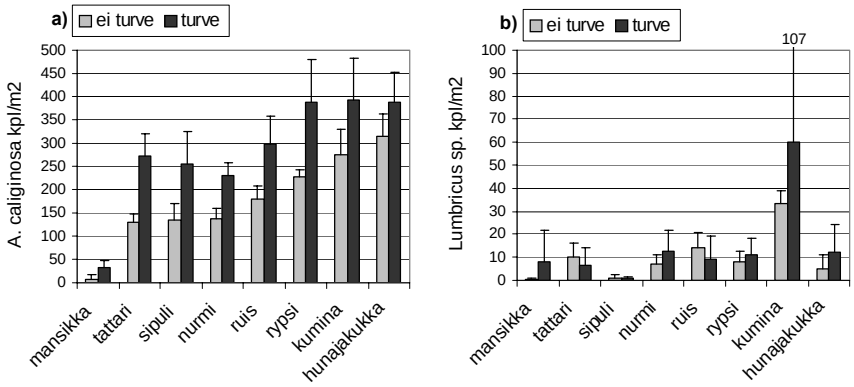
Tulokset ja tarkastelu

Koealueella esiintyi pääasiassa peltolieroja (*Aporrectodea caliginosa*) ja kastelieroja (*Lumbricus terrestris*). Nuoret *Aporrectodea* –suvun lierot tulkittiin peltolieroiksi, sillä koealueen kaikki aikuiset olivat tätä lajia. Aikuisia onkilieroja (*L. rubellus*) esiintyi koealueella paikoitellen vähäisiä määriä. Kaste- ja onkilieroja käsitellään tässä yhdessä, sillä näiden lajien nuoria yksilöitä ei voitu luotettavasti erottaa toisistaan. Satunnaisesti tavattiin myös jokunen yksilö *Dendrodrilus rubidus* sp. –lajiryhmän lieroja.

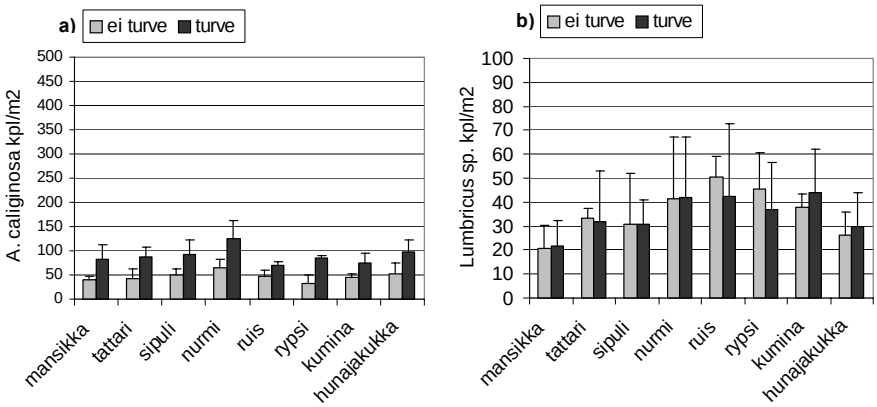
Turve lisäsi peltolierojen määrää (Kuvat 1a ja 2a), mutta ei vaikuttanut *Lumbricus* –suvun (kaste- ja onkilierot) lierojen esiintymiseen (Kuvat 1b ja 2b). Tulos oli havaittavissa sekä ensimmäisen että toisen turvelisäyksen jälkeen (lierot kartoitettiin n. 2,5 vuotta turpeen levityksestä). Ensimmäinen turvekäsittely lisäsi vain nuorten (ei-sukukypsien) peltolierojen määrää, mutta toisen turvelevityksen jälkeen myös aikuiset olivat jonkin verran lisääntyneet. Tulosten perusteella voinee päätellä, että turve paransi peltolierojen elinoloja (ravintotilanne yms.) lisäten ensin jälkeläistuottoa (8), mikä heijastui aikuisten määriin vasta vuosien päästä. Syynä siihen, että kasteliero ei hyötynyt turpeen käytöstä koealueen suhteellisen hyvärakenteisessa maassa, on ilmeisesti ravinnon laatu ja sijoittuminen, sillä kasteliero käyttää ravinnokseen pääasiassa maan pinnalla olevaa kasvinjätettä.

Kolmen vuoden (kasvukauden) jatkuvan viljelyn jälkeen havaittiin kasvilajin vaikuttaneen sekä peltolierojen että kastelierojen määrään. Peltolieroja suosivia viljelykasveja olivat hunajakukka ja kumina. Vaikutus ei ollut kuitenkaan pitkäaikainen, sillä erot hävisivät kolmanteen vuoteen mennessä, kun viljelykasvi vaihdettiin kaikille ruuduille samaksi. Tosin muutoksen aikataulua ei voi arvioida, sillä lierot tutkittiin vain kerran mansikan viljelyn aikana. Mansikan viljely puolestaan näytti heikentävän peltolierokantaa. Kolmen vuoden viljelyn jälkeen peltolieroja ei löytynyt mansikkapenkeistä juuri lainkaan (Kuva 1a). Kun koko koealueelle istutettiin esikasvivaiheen jälkeen mansikkaa, peltolierokanta väheni kolmannekseen. Syynä saattaa olla mansikan viljelyssä käytetyt lieroille haitalliset pestisidit (endosulfaani ja metiokarbi). Lieromäärät voivat tosin vaihdella vuosien välillä muistakin syistä, mutta olisi ollut odotettavissa, että peltolierot olisivat pikemminkin lisääntyneet kuin vähentyneet sateisena kesänä 2004.

Kokeeseen valituista kasvilajeista vain kuminan viljely oli kastelieroille edullista (Kuva 1b). Pelkkä monivuotisten kasvien viljely (2,5 vuoden kyntämättömyys) ei siis ollut riittävä kastelierokannan vahvistamiseksi. Ilmeisesti kumina on tarjonnut sopivaa/riittävästi ravintoa kastelieroille (peltoon jäävän kasvinjätteen määrää tai laatua ei tutkittu). Mansikan viljelyllä ei esikasvivaiheessa havaittu vaikutusta kastelieron esiintymiseen suhteessa muihin kasveihin (Kuva 1b). Tosin kastelieron määrät olivat useimmissa ruuduissa hyvin vähäiset, mikä heikensi erojen havaitsemista. Mansikkavaiheessa kastelierojen määrä kuitenkin moninkertaistui. Selittävänä tekijänä saattaa olla monivuotinen rivivälinurmi, josta syntyy paljon kasvinjätettä. Myös sateisella kesällä on voinut olla oma lisänsä suotuiseen kehitykseen, mutta toisaalta aikuisten lierojen huomattava lisääntyminen kertoo jo pidemmällä aikavälillä tapahtuneesta muutoksesta.



Kuva 1. Lierojen määrä (+keskihajonta) 2,5 vuotta eri kasvilajien viljelyn ja ensimmäisen turvelisäyksen jälkeen: a) peltolierot (*A. caliginosa*) ja b) kaste- ja onkilierot (*Lumbricus sp.*).



Kuva 2. Lierojen määrä (+keskihajonta) 2,5 vuotta toisen turvelisäyksen ja mansikan viljelyn aloittamisen jälkeen: a) Peltolierot (*A. caliginosa*) ja b) kaste- ja onkilierot (*Lumbricus sp.*).

Kirjallisuus

1. Edwards, C.A. ja Lofty, J.R. 1982. The effect of direct drilling and minimal cultivation on earthworm populations. Journal of Applied Ecology 19:723–734.
2. Nuutinen, V. 1992. Earthworm community response to tillage and residue management on different soil types in southern Finland. Soil and Tillage Research 23: 221–239.
3. Stoate, C., Boatman, N.D., Borralho, R.J., Rio Carvalho, C., de Snoo, G.R. ja Eden, P. 2001. Ecological impacts of arable intensification in Europe. Journal of Environmental Management 63: 337–365.
4. Lofs-Holmin, A. 1983. Influence of agricultural practices on earthworms (Lumbricidae). Acta Agriculturae Scandinavica 33: 225–234.
5. Pfiffner, L. ja Mäder, P. 1997. Effects of biodynamic, organic and conventional production systems on earthworm populations. Entomological research in organic agriculture. Selected papers from the European Workshop, Austrian Federal Ministry of Science and Research, Vienna, Austria, 14–16 March, 1995. Biological Agriculture and Horticulture 15: 3–10.
6. Werner, M.R. 1997. Soil quality characteristics during conversion to organic orchard management. Applied Soil Ecology 5: 151–167.
7. Curry, J.P. ja Cotton, D.C.F. 1983. Earthworms and land reclamation. Teoksessa: Satchell, J.E. (Toim.), Earthworm Ecology, Chapman and Hall, University Press, Cambridge, s. 215–240.
8. Kukkonen, S., Palojärvi, A., Räkköläinen, M. ja Vestberg, M. 2004. Peat amendment and production of different crop plants affect earthworm populations in field soil. Soil Biology & Biochemistry 36: 415–423.

Moss litter decomposition in peatlands: Rates of mass loss

Sammalkarikkeen hajoaminen suometsissä

Raija Laiho *[1)], Marjut Karsisto [2)], Satu Repo [2)], Veikko Kitunen [2)], Maria Savitski [2)], Jukka Laine [1)] and Timo Penttilä [2)]

[1)] Peatland Ecology Group, Department of Forest Ecology, University of Helsinki, P.O. Box 27, FIN-00014 Helsinki University, Finland
[2)] Finnish Forest Research Institute, Vantaa Research Centre, P.O. Box 18, FIN-01301 Vantaa, Finland

Introduction

Mosses generally have a major role in the organic matter and element cycles in pristine peatlands. Decomposition rates of *Sphagnum* mosses in pristine peatlands vary with species, but are generally considered low. This is one of the reasons for peatlands acting as carbon sinks. Early research on vegetation changes following drainage of peatlands for forestry indicated that *Sphagnum* mosses rapidly decline. Consequently, it was suggested that in the forest succession following drainage, *Sphagna* would eventually be more or less completely replaced by typical (upland) forest mosses, if the drainage system is and remains successfully functional. This has been considered as one of the reasons for peatlands turning into sources of carbon to the atmosphere.

More recent studies show that *Sphagna* may remain as an important component in the moss layer even in old drainage areas. Further, the moss layer may also remain a significant source of litter inputs (1). It has also been shown that the forest mosses typically colonising drainage areas may have generally as low decomposition rates as most species of *Sphagnum*. Thus, the moss layer as a whole may have a significant role in the carbon balance of not only pristine, but also drained peatlands. Moss-related processes in drained peatlands have, however, received very little attention.

Our aim was to 1) measure the decomposition (mass loss) rates for moss species growing on pristine and/or drained peatlands in their native environment, and 2) relate the decomposition rates to litter quality and environmental parameters.

Material and Methods

Our study sites were in pristine (2 sites) and drained (3 sites) (meso-) oligotrophic fens, located in Orivesi (1 pristine, 1 drained), Padasjoki (1 drained) and Rovaniemi (1 pristine, 1 drained). The moss litter material was collected in June 2002. Recently died or dying parts of moss shoots were harvested from patches of the dominant moss species at each site. Initial element concentrations as well as carbon fractions in the litter materials were determined (2). About 1 g of air-dry litter was weighed into polyethylene litterbags with a mesh size of 1 x 1.5 mm. We set up a three-year experiment with 3-5 replicates per moss species and site. The litterbags were installed in October 2002 in patches of the corresponding species, in the “moss litter layer” below the green parts, and the moss cover was closed above them. Recovery has so far taken place in October 2003 and 2004.

Results and Discussion

Our first results suggest that moss litter decomposition is slower in drained than in pristine peatlands, and that this is not a result of species difference only (Figs 1 and 2). We postulate that moisture deficiency limits decomposition in the surface layers of drained peatlands (3). Both moss production and decomposition in drained peatlands should be studied in more detail, as the few results available indicate that mosses may be an important component in the carbon cycle of not only pristine but also drained peatlands.

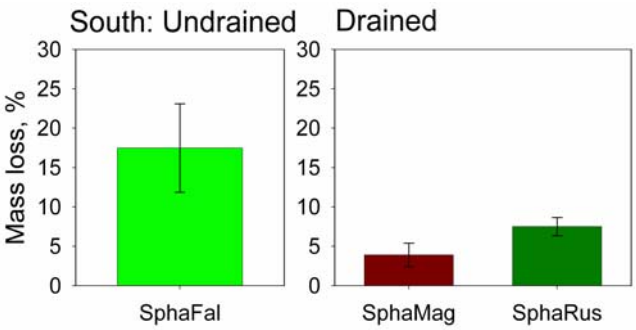


Figure 1. First-year mass losses ± s.e. from moss litter in the Orivesi study sites.

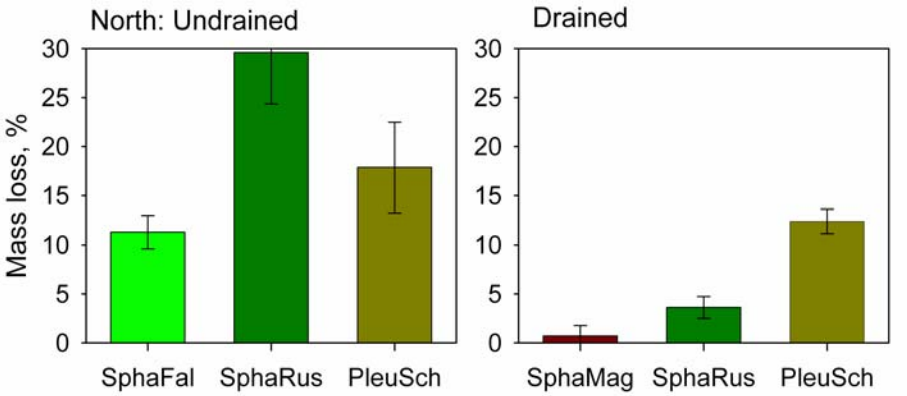


Figure 2. First-year mass losses ± s.e. from moss litter in the Rovaniemi study sites. SphaFal = *Sphagnum fallax*, SphaMag = *S. magellanicum*, SphaRus = *S. russowii*, PleuSch = *Pleurozium schreberi*.

References

1. Laiho, R., Vasander, H., Penttilä, T. and Laine, J. 2003. Dynamics of plant-mediated organic matter and nutrient cycling following water-level drawdown in boreal peatlands. Global Biogeochemical Cycles 17(2), 1053, doi:10.1029/2002GB002015.
2. Karsisto, M., Savitski, M., Kitunen, V., Penttilä, T., Laine, J. & Laiho, R. Moss litter decomposition in peatlands: Characterization of litter quality. Abstract in this issue.
3. Laiho, R., Laine, J., Trettin, C.C. and Finér, L. 2004. Scots pine litter decomposition along drainage succession and soil nutrient gradients in peatland forests, and the effects of inter-annual weather variation. Soil Biology & Biochemistry 36: 1095-1109.

Karike- ja humuskerroksen proantosyanidiinien määritys eri puulajien metsiköistä

Determination of proanthocyanidins in forest floor under different tree species

Jyrki Loponen *[1)], Veikko Kitunen [2)], Kalevi Pihlaja [1)] ja Aino Smolander [2)]

[1)] Turun yliopisto, Kemian laitos, Vatselankatu 2, 20014 Turku
[2)] Metsäntutkimuslaitos, Vantaan tutkimuskeskus, PL 18, 01301 Vantaa

Johdanto

Fenoliset yhdisteet on laaja ja monimuotoinen kasvien sekundäärimetaboliittien ryhmä, joka ottaa osaa lukuisiin ekologisiin ja fysiologisiin vuorovaikutuksiin maaperässä ja kasvikunnassa. Biosynteettisesti fenoliset yhdisteet muodostuvat kasveissa sikimaatti/arogenaatti- tai asetaatti/malonaatti- synteesireittien kautta (1).

Proantosyanidiinit (synonyymi: kondensoituneet tanniinit) puolestaan ovat eräs tärkeä fenolisten yhdisteiden alaryhmä. Proantosyanidiinit ovat muodostuneet flavan-3-oli –tyyppisten monomeeriyksiköiden (tai joskus flavan-3,4-diolien) kondensaatiolla, jossa monomeerit sitoutuvat toisiinsa flavanoidiyksiköiden välisillä C4-C8- tai C4-C6- sidoksilla (B-tyypin rakenne). Kaksi monomeeriyksikköä voivat edellä mainittujen lisäksi sitoutua C-O-C –sidoksella (A-tyypin rakenne) (2).

Tämän työn tavoitteena on selvittää proantosyanidiinien pitoisuuksia ja koostumusta eri puulajien metsiköiden karikkeessa ja maaperässä. Aihepiiri on osa laajempaa tutkimusta, joka liittyy polyfenolien merkitykseen maan hiilen ja typen transformaatioiden säätelyssä.

Aineisto ja menetelmät

Tutkimuskohteena oli puulajikoe Kivalossa, Pohjois-Suomessa (66°20'N/26°40'E), jossa 70-vuotias rauduskoivikko (*Betula pendula*), männikkö (*Pinus sylvestris*) ja kuusikko (*Picea abies*) kasvavat virekkäin alunperin samanlaisella maaperällä (3). Näytteet kerättiin lokakuussa vuonna 2003 karikekerroksesta (Ol) ja humuskerroksesta (Of ja Oh). Lisäksi kerättiin näytteitä koivun lehdistä sekä kuusen ja männyn neulasista.

Proantosyanidiinien analyysia varten näytteet kylmäkuivattiin ja homogenoitiin hienojakoiseksi jauheeksi. Jauhettu kasvi- ja maamateriaali uutettiin 70 % asetonin vesiliuoksella. Proantosyanidiinien tunnistaminen lehti- ja neulasnäytteistä tehtiin sekä käänteisfaasi (RP)- että normaalifaasi (NP)- suuren erotuskyvyn nestekromatografialla (HPLC) sekä UV/DA- ja massaspektrometrisella detektoinnilla. RP-HPLC -olosuhteet osoittautuivat sopiviksi lyhyiden proantosyanidiinien, monomeerista tetrameeriin, analysoimiseksi. NP-HPLC -olosuhteita hyödynnettiin pidempiketjuisten proantosyanidiinipolymeerien analysoinnissa (4). NP-HPLC -olosuhteissa on havaittu mm. pitkien proantosyanidiinipolymeerien lukuisten isomeerimuotojen häiritsevän kromatografista erottumista vähemmän kuin käänteisfaasiolosuhteissa (5).

Massaspektrometriset analyysit tehtiin pneumaattisesti avustetulla sähkösumustusionisaatio-tekniikalla negatiivisesti varautuneita ioneja tarkastelemalla.

Proantosyanidiinien kokonaispitoisuuksien analyysit tehtiin kolorimetrisella happo-butanoli -määrityksellä ja spektrofotometrisella detektoinnilla (6,7). Happo-butanoli -määritystä modifioitiin soveltuvaksi sekä vesi- että etanoliliukoisille proantosyanidiineille.

Tulokset ja tarkastelu

Koivun lehtien ja kuusen sekä männyn neulasten HPLC-UV- ja HPLC-ESI-MS -analyysit osoittivat proantosyanidiinien olevan prosyanidiineja ja prodelfinidiineja. Samoin myös karike- ja maanäytteiden proantosyanidiinikoostumuksen pääteltiin kromatografisten analyysien perusteella käsittävän pääasiassa nämä kaksi polymeeriryhmää. Kuusikon karike- ja maanäytteet sisälsivät suurimmat proantosyanidiinipitoisuudet verrattuna rauduskoivikon ja männikön näytteisiin. Koivikon ja männikön kokonaisproantosyanidiinipitoisuudet olivat melko lähellä toisiaan. Rauduskoivikon karikekerros sisälsi proantosyanidiineja enemmän kuin Of- ja Oh -kerros. Kuusikossa Of -kerroksen proantosyanidiinipitoisuus oli korkein. Männikössä proantosyanidiinipitoisuudet olivat korkeimmat karikekerroksessa ja Of -kerroksessa.

Tulosten perusteella voitaisiin olettaa, että liukoisten proantosyanidiinien pidättyminen metsämaan ylimpiin kerroksiin aiheutuu toisaalta voimakkaasta adsorptiosta polyfenolisten rakenteiden ja maaperän orgaanisen aineksen välillä estäen näin liukoisten fenolisten yhdisteiden huuhtoutumisen alimpiin maakerroksiin. Toisaalta mikrobit hajottavat proantosyanidiinirakenteita, mikä voi pienentää proantosyanidiinien pitoisuutta jyrkästi. Lyhytketjuisten proantosyanidiinipolymeerien oletetaan huuhtoutuvan helpommin, kun taas pitkien ketjurakenteiden oletetaan säilyvän pidempään ylimpien kerrosten maaperämateriaalissa (8). Polymeerien pituuden kasvaessa niiden liukoisuus pienenee (9). Mikrobit saattavat myös hajottaa hitaammin pidempiketjuisia kuin lyhytketjuisia proantosyanidiinipolymeereja.

Lehtipuiden lehdet hajoavat nopeammin kuin havupuiden neulaset, mikä osaltaan saattaa vaikuttaa proantosyanidiinien ja myös muiden fenolisten yhdisteiden vapautumiseen kasvimateriaalista maahan. Edelleen, rakenteellisesti tarkastellen, proantosyanidiinien B-renkaan hydroksyyliryhmien lukumäärän on havaittu olevan verrannollinen proantosyanidiinien reaktiivisuuteen (10). Lisäksi prosyanidiini- ja prodelfinidiinityyppisten polymeerien erilaisen proteiineihin sitoutumiskyvyn on uskottu vaikuttavan maaperän vapaiden liukoisten proantosyanidiinien uutettavuuteen ja tästä johtuen niiden kokonaispitoisuuteen ja koostumukseen maaperässä (8).

Kirjallisuus

1. Strack, D. 1997. Phenolic Metabolism. Teoksessa: Plant Biochemistry. Dey, P.M. ja Harborne, J.B. (toim.). Academic Press. London. ss. 387-416.
2. Hemingway, R.W. 1989. Biflavonoids and proanthocyanidins. Teoksessa: Natural Products of Woody Plants I. Rowe, J.W. (toim.). Springer-Verlag. Berlin. ss. 571-651.
3. Smolander, A. ja Kitunen, V. 2002. Soil microbial activities and characteristics of dissolved organic C and N in relation to tree species. Soil Biol. Biochem. 34: 651-660.
4. Karonen, M., Loponen, J., Ossipov, V. ja Pihlaja, K. 2004. Analysis of procyanidins in pine bark with reversed-phase and normal-phase high-performance liquid chromatography-electrospray ionisation-mass spectrometry. Anal. Chim. Acta. 522: 105-112.
5. Lazarus, S.A., Adamson, G.A., Hammerstone, J.F. ja Schmitz, H.H. 1999. High-performance liquid chromatography/mass spectrometry analysis of proanthocyanidins in foods and beverages. J. Agric. Food Chem. 47: 3693-3701.
6. Terrill, T.H., Rowan, A.M., Douglas, G.B. ja Barry, T.N. 1992. Determination of extractable and bound condensed tannin concentrations in forage plants, protein concentrate meals and cereal grains. J. Sci. Food Agric. 58: 321-329.
7. Schofield, P., Mbugua, D.M. ja Pell, A.N. 2001. Analysis of condensed tannins: a review. Anim. Feed Sci. Technol. 91: 21-40.
8. Maie, N., Behrens, A., Knicker, H. ja Kögel-Knabner, I. 2003. Changes in the structure and protein binding ability of condensed tannins during decomposition of fresh needles and leaves. Soil Biol. Biochem. 35: 577-589.
9. Porter, L.J. 1989. Condensed tannins. Teoksessa: Natural Products of Woody Plants I. Rowe, J.W. (toim.). Springer-Verlag. Berlin. ss. 651-690.
10. Kraus, T.E.C., Zasoski, R.J., Dahlgren, R.A., Horwath, W.R. ja Preston, C.M. 2004. Carbon and nitrogen dynamics in a forest soil amended with purified tannins from different plant species. Soil Biol. Biochem. 36: 309-321.

Soil CO_2 fluxes in afforested peat fields

Metsitettyjen peltojen maan CO_2-vuot

Päivi Mäkiranta [1], Jyrki Hytönen [1], Kari Minkkinen [2] and Jukka Laine [3]

[1] Finnish Forest Research institute, Kannus Research Station, P.O.Box 44, 69101 Kannus Finland
[2] University of Helsinki, Department of Forest Ecology, Peatland Ecology Group, P.O. Box 27, 00014 Helsingin Yliopisto Finland
[3] Finnish Forest Research institute, Parkano Research Station, Kaironiementie 54, 39700 Parkano

Introduction

Northern peatlands are major reservoirs for carbon. The estimated total carbon pool in northern peatlands range from 273 to 455 Pg (1,2). In Finland the estimated carbon storage in natural peatlands is 2.3 Pg (2). More than half of the original peatland area in Finland has been drained for forestry and agricultural purposes. At the present the area of organic soils under cultivation is about 300 000 of witch 60 000 hectares are peat fields. Since late 1960s the afforestation of agricultural land has been common practise in Finland in order to reduce the cultivation area in the country. The afforested area to date exceeds 230 000 hectares from which the area of peat fields is estimated to be more than 80 000 ha. Even though during the last years many studies on the CO_2 dynamics on peatlands under different land use forms have been made (3,4,5, 6,7,8) measurements on the afforested peat fields are scarce.

During the agricultural use peatland is drained efficiently and continuous cultivation practices such as ploughing, irrigation, fertilization and liming change the physical, chemical and biological properties of the soil (9). Changes in the soil properties enhance peat decomposition rates turning the peatland from a carbon dioxide sink into a in to a source (8,10). According to many studies cultivated agricultural peat fields can present high CO_2 emissions to the atmosphere (8,11,7,12). Despite the small area of organic agricultural soils, these soils are responsible for 8% of the anthropogenic CO_2 emissions in Finland (11). Thus different approaches have been considered to reduce fluxes. Afforestation of former fields is considered one of the means in reducing the CO_2 fluxes from the areas.

After agricultural cultivation activities are terminated and the field is afforested, gradual changes in the soil structure and biology may change the peat decomposition rate of the field. The legacy of agricultural past in the soil properties is quite long lasting (9) and therefore the soil properties in afforested peat fields differ considerably from the soil properties of the forestry drained peatland. Soil respiration is mainly regulated by soil temperature and moisture. Also the properties of the substrate effect the peat decomposition rate. After afforestation, aerating and mixing the soil with repeated tillage ceases. Further more the continuous fertilization and liming ends which changes the properties of the substrate less favorable for the microbes. Changes in the vegetation are drastic after afforestation. The annual plants used in agriculture are replaced by perennial plants and trees. These factors may lead to a development where the decomposition rate of the organic material becomes slower and the carbon emission in the area is decreased after afforestation. The amount of the change may depend on various factors like the time since afforestation, used tree species, soil preparation method, peat quality and depth.

The purpose of this study is to investigate the peat decomposition rate in afforested peat fields and the effect of the afforestation age, tree species and peat properties on the decomposition rate. In this paper we present preliminary results on the effects of treatments on soil CO_2 fluxes using data measured during the first growing season at the beginning of this project.

Materials and methods

The study was carried out at Kannus in central Ostrobothnia, Western Finland. In 2003, six study sites were established on afforested peat fields which differ in afforestation age, tree species and peat depths. Within the study sites 10-20 sample plots for the soil CO_2 measurements were established subjectively to represent different soil preparation surfaces. The measurements of soil CO_2-flux were done with a portable CO_2 measurement system (PP systems). Only the heterotrophic respiration was included in the measurements. Sample plots were surrounded with 30 cm deep aluminium cylinders in order to avoid the impact of the living roots in the soil CO_2-flux. Living green parts of the plants were continually removed from the sample plots and also the above ground litter was removed and the further accumulation of the litter was prevented by a net. Additional sample plots were established, were the litter was not removed, for quantifying the effect of the aboveground litter on the soil CO_2-flux. Measurements were done weekly during the growing season and monthly during the winter. Soil temperature, water table level and soil moisture was measured simultaneously with chamber measurements. Continuous time series on soil temperature at 5 cm depth were collected form each study site.

To estimate the annual CO_2 fluxes, a relationship was established between measured soil respiration and soil temperature. Non-linear exponential regression was established separately for each sample plot. Annual CO_2 fluxes were calculated using the data from the continuous soil temperature measurements.

Volumetric soil samples were taken and analyzed for their physical properties, Kjeldahl N and total and ammonium acetate extractable nutrient concentrations (P, K, Ca, Mg, Mn, Fe, Zn) . For determining the stand biomass trees were measured within sample plots established in the study sites.

Results

The annual CO_2 fluxes varied from 640 – 3030 g CO_2 m^{-2} yr^{-1}. The preliminary results indicate that the sample plots containing above ground litter presented higher CO_2 fluxes compared to sample plots with bare peat. The prepared soil surfaces presented also higher CO_2 fluxes compared to the unprepared soil surfaces. The effect of soil preparation seems to be quite long lasting. According to the preliminary results also tree species and peat ash content seem to have an effect on the soil respiration rate on the studied sites.

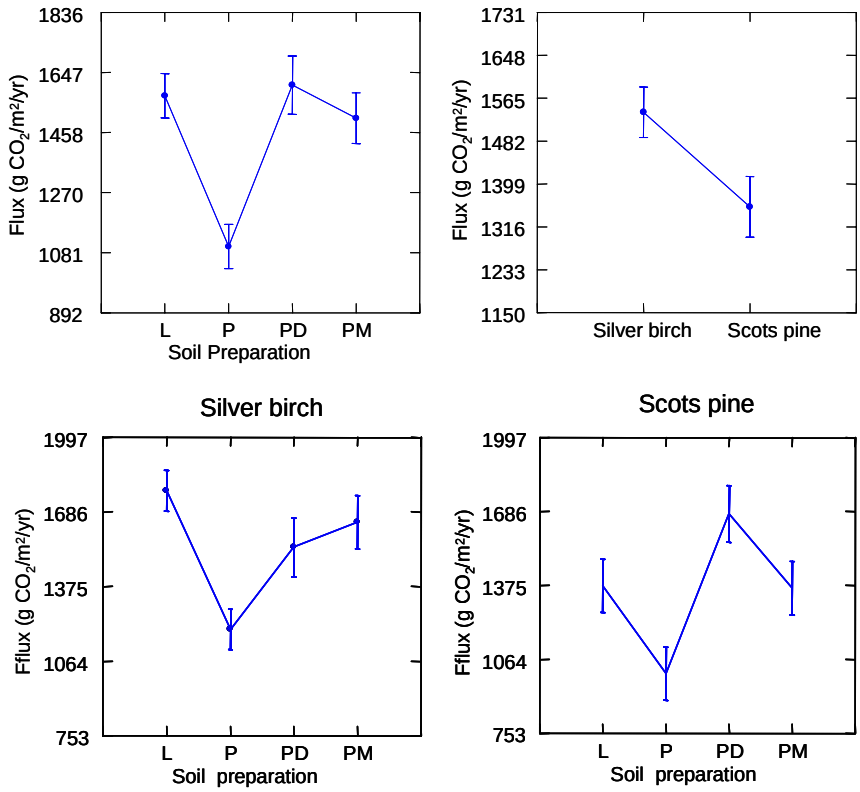


Fig 1. Annual average CO_2 flux from different soil preparation surfaces and study sites with different tree species (L= sample plot with litter, P=bare peat, PD= bare peat on a small ditch, PM= bare peat on mound).

References

1. Gorham, E. 1991. Northern peatlands: Role in carbon cycle and probable responses to climatic warming. Ecological Applications 1:182-195.
2. Turunen, J, Tomppo, K., Tolonen K. & Reinikainen, A. 2002. Estimating carbon accumulation rates of undrained mires in Finland- application to boreal and subarctic regions. Holocene 12:69-80
3. Lohila, A., Aurela, M., Regina, K. & Laurila, T. 2003. Soil and total ecosystem respiration in agricultural fields: effect of soil and crop type. Plant and Soil 215 : 303-317
4. Aurela, M., Laurila, T. & Tuovinen, J-P 1998. Carbon dioxide exchange in a subarctic peatland ecosystem in northern Europe measured by eddy covariance technique. Journal of Geophysical Research 103: 11289-11301
5. Tuittila, E-S., Komulainen,V-M., Vasander, H & Laine, J. 1999. Restored cut-away peatland as a sink for atmospheric CO2. Oceologia 120: 117-124.
6. Minkkinen, K., Korhonen, R., Savolainen, I. & Laine, J. 2002. Carbon balance and radiative forcing of Finnish peatlands in 1900-2100 – impacts of drainage for forestry. Global Change Biology 8:785-799
7. Maljanen, M., Martikainen, P.J., Walden, J. & Silvola, J. 2001. CO_2 fluxes and carbon balance on an organic soil growing barley and grass in Eastern Finland. Global Change Biology 7, 679-692
8. Nykänen, H., Alm, J., Lång, K., Slvola, J. & Martikainen, P.J. 1995. Emissions of CH4, N2O and CO2 from virgin fen and a fen drained for grassland in Finland. Journal of Biogeography. 22: 315-357
9. Hytönen, J. & Wall, A. 1997. Metsitettyjen turvepeltojen ja viereisten suometsien ravinnemäärät. Summary: Nutrient amounts of afforested peat fields and neighbouring peatland forests. Suo 48(2): 33-42.
10. Silvola, J., Alm, J., Ahlholm, U., Nykänen, H. & Martikainen, P. J. (1996) CO2 fluxes from peat in boreal mires under varying temperature and moisture conditions. Journal of Ecology 84:219-228.
11. Kasimir-Klemedtsson, Å., Klemedtsson, L., Berglund, K., Martikainen, P.J., Silvola, J. & Oenema, O. 1997. Greenhouse gas emissions from farmed organic soils: a review. Soil Use and Management 13: 245-250.
12. Maljanen, M., Hytönen, J. & Martikainen, P.J. 2001. Fluxes of N_2O, CH_4 and CO_2 on afforested boreal agricultural soils. Plant and Soil 231: 113-121.

Bakteerien monimuotoisuus Lapin tunturimaissa

Bacterial diversity in Subarctic tundra soils of Lapland

Minna Männistö [*1] ja Max Häggblom[1,2]

*1) Arktisen Mikrobiologian tutkimuskonsortio, Metla, PL 16, 96101 Rovaniemi
2) Rutgers University, New Brunswick, N.J, USA

Johdanto

Alhainen lämpötila hidastaa mikrobiologista hajotustoimintaa oleellisesti ja yleinen (väärin) käsitys onkin, että lämpötilan laskiessa lähelle 0°C:a, hajotustoiminta käytännössä pysähtyy. Viimeaikaiset tutkimukset ovat kuitenkin osoittaneet, että pysyvästi kylmissä ympäristöissä elää mikrobilajeja, jotka kasvavat jopa –12°C lämpötilassa (1) ja että subarktisilla ja arktisilla alueille merkittävä osa hiilen mineralisaatiosta tapahtuu talvikuukausien aikana (2,3). Osana Arktisen mikrobiologian tutkimuskonsortiota (Armi), olemme tutkineet Lapin metsä- ja tunturimaiden mikrobiyhteisöjen rakennetta sekä eristäneet n. 450 alhaisissa lämpötiloissa (0-5°C) kasvavaa bakteerikantaa. Yhtenä tutkimusalueena on Kilpisjärven Saana, Jehkas ja Malla tunturit. Tunturimaiden mikrobiyhteisöjä tutkittiin eri korkeuksilta otetuista maanäytteistä käyttäen molekyylimenetelmiä. Lisäksi eristimme n. 150 aerobista bakteerikantaa. Tavoitteena oli selvittää tunturimaiden bakteerien monimuotoisuutta sekä eristää uusia kylmään sopeutuneita bakteerilajeja joiden tutkiminen tuo lisätietoa mikrobien kylmänsiedosta ja aktiivisuudesta alhaisissa lämpötiloissa.

Aineisto ja menetelmät

Mikrbiston lajivaihtelua tutkittiin Saana ja Jehkas tuntureilla puurajasta (n. 600 m) tuntureiden huipulle (n 1000 m) ulottuvana korkeusgradienttina käyttäen fosfolipidien rasvahappokoostumukseen (PLFA) ja 16S rRNA geenin terminaalifragmentti-profiileihin (T-RFLP) perustuvia menetelmiä. Maanäytteiden fosfolipidit uutettiin Blight & Dyer uuttomenetelmän mukaisesti (4) ja rasvahapot metyloitiin, uutettiin ja analysoitiin kaasukromatografisesti. T-RFLP menetelmässä maanäytteiden DNA:n 16S rRNA geenit monistettiin PCR menetelmällä käyttäen bakteerispesifisiä alukkeita (27f ja 1522r), joista 27f aluke oli leimattu fluoresoivalla merkkiaineella (FAM). Monistettu 16S rRNA geeni pilkottiin restriktioentsyymeillä (HhaI tai MspI) ja muodostuneiden terminaalifragmenttien pituus ja suhteellinen osuus analysoitiin API Prism 377 DNA-sekvensointilaitteella.

Noin 150 bakteerikantaa eristettiin 5 tai 15°C:ssa Saanalta ja Mallalta otetuista maanäytteistä käyttäen useita erilaisia agaralustoja kuten R2A (Difco), TSA (Difco), maauute-, jäkäläuute- ja sammaluuteagaria sekä yksittäisiä hiilenlähteitä kuten tärkkelystä, selluloosaa, tween 80:a, bentsoaattia, protokatekuaattia ja ftalaattia. Eristetyt bakteerikannat tunnistettiin solun rasvahappokoostumuksen sekä 16S rRNA geenisekvenssien perusteella

Tulokset ja tarkastelu

Saanan ja Jehkasin maanäytteiden fosfolipidi rasvahappoprofiilit sisälsivät pääasiassa suoraketjuisia C_{16-18} rasvahappoja sekä iso- ja anteiso-haarautuneita C_{15-17} rasvahappoja viitaten siihen että näytteissä oli niin Gram-negatiivisia (merkkirasvahappoina suoraketjuiset rasvahapot) kuin Gram-positiivisiakin bakteerilajeja (iso-ja anteiso-haarautuneita rasvahappoja). Lisäksi näytteissä oli runsaasti 10-metyylirasvahappoja, joita esiintyy Aktinobakteereissa. Monityydyttyneiden, sienispesifisten rasvahappojen (18:2 ja 18:3)osuus vaihteli n. 2-15 % välillä viitaten siihen, että sienten osuus näytteissä vaihteli. PLFA profiilit eivät muuten merkittävästi vaihdelleet korkeuden funktiona viitaten siihen, että mikrobiyhteisöt olivat huomattavan samankaltaisia eri korkeuksilla. Myös T-RFLP analyysi osoitti että korkeus yksinään ei vaikuta Saanan ja Jehkasin bakteeriyhteisöjen koostumukseen. Selkeimmät erot todettiin samalta korkeudelta, mutta erilaisen kasvipeitteen (heinikko/varvikko) alta otetuista näytteistä. Sekä T-RFLP että PLFA profiilit olivat

hyvin samankaltaiset neljänä eri näytteenottokertana viitaten mikrobiston pysyvyyteen ainakin kesäkuukausien aikana (kesä-syyskuu).

Eristetyt kannat koostuivat pääasiassa Gram-negatiiveista lajeista ja ainoastaan 9 edusti Gram-positiiveja sukuja kuten *Rhodococcus* (3 kantaa), *Bacillus* (2), *Paenibacillus* (1), *Streptomyces* (1), *Arthrobacter* (1) ja *Staphylococcus* (1). Gram negatiivit bakteerieristykset edustivat pääasiassa ja Proteobakteereja. Ylivoimaisesti yleisin suku oli *Pseudomonas* sillä peräti n. 60 % kaikista eristyksistä voitiin luokitella *Pseudomonas* suvun lajeiksi. Muita yleisiä sukuja tunturimaissa oli *Janthinobacterium* , *Collimonas, Pedobacter* ja *Burkholderia*. Eristettyjen kantojen lajikoostumus ei siis vastannut PLFA analyysin tulosta, jonka mukaan tunturimaissa olisi runsaasti Gram-positiivisia bakteerilajeja. Gram-positiivien, mm Aktinobakteerien vähyys eristetyissä kannoissa saattaa johtua käyttämistämme alhaisista kasvatuslämpötiloista (5 tai15°C). On mahdollista että alhainen kasvatuslämpötila suosi kylmässä nopeasti kasvavia *Pseudomonas* ja muita Gram-negatiivisia lajeja. Kaikki *Pseudomonas* eristykset ja valtaosa muistakin Gram-negatiiveista kasvoi hyvin jopa 0°C:ssa kun taas useimmat Gram-positiiviset eristykset kasvoivat hitaasti jos lainkaan alle 5°C:ssa. Useilla *Pseudomonas* eristyksillämme on havaittu Gram-positiivisia bakteerilajeja estäviä antimikrobisia ominaisuuksia, mikä osaltaan selittäisi Gram-positiivien niukkuutta eristyksissä. *Pseudomonas* lajeja on eristetty yleisesti muistakin kylmistä maaperistä. Monet Saana tunturin kannoista olivat läheistä sukua mm Ruotsin Lapista ja Coloradon vuoristosta eristetyille *Pseudomonas* kannoille (5).

Eristysten T-RFLP fragmenttien pituuksia verrattiin maanäytteiden T-RFLP profiileihin. Havaitsimme että vaikka useimmille Gram-negatiiveille eristyksille löytyi vastaava T-RFLP fragmentti maanäytteiden profiileista, ei maanäytteiden dominoivimmille fragmenteille löytynyt vastaavuuksia eristysten joukosta. Tulevaisuudessa tavoitteenamme onkin tunnistaa näitä T-RFLP fragmentteja vastaavat lajit ja kehittää menetelmät myös niiden kasvattamiseksi ja eristämiseksi.

Kirjallisuus

1. Breezee, J., Cady, N. and Staley, J. T (2004) Subfreezing growth of the sea ice bacterium "*Psychromonas ingrahamii*". Microb. Ecol. 47:300-304
2. Clein, J. S. & Schimel, J. P. (1995) Microbial activity of tundra and taiga soils at sub-zero temperatures. Soil. Biol. Biochem. 27:1231-1234.
3. Larsen K. S., Jonasson, S. & Michelsen, A. (2002) Freeze-thaw cycles and their effects on biological processes in two Arctic ecosystem types. Appl. Soil. Ecol. 21:187-195
4. Vestal, J. R & White, D. C. Lipid analysis in microbial ecology (1989) BioScience 39: 535-541
5. Meyer, A. F., Lipson, D. A., Martin, A. P., Schadt, C. W. and Schmidt, S. K. (2004) Molecular and metabolic characterization of cold-tolerant alpine Pseudomonas sensu stricro Appl. Environ. Microbiol. 70: 483-489.

Lignosulfonaatti tehostaa mykorritsasymbioosin muodostumista männyn ja *Pisolithus tinctorius* –sienen välillä

Lignosulfonate promotes the formation of mycorrhizal symbiosis between Scots pine and Pisolithus tinctorius

Karoliina Niemi*[1], Claire Kevers[2] ja Hely Häggman[3]

[1]Soveltavan biologian laitos, Helsingin yliopisto, PL 27, 00014 Helsingin yliopisto
[2]Plant biology institute, University of Liège, Sart Tilman B22, 4000 Liège, Belgium
[3]Biologian laitos, Oulun yliopisto, PL 3000, 90014 Oulun yliopisto

Johdanto

Lignosulfonaatti (LS) on sulfiittiselluloosan valmistuksen sivutuote, joka koostuu pääasiassa ligniinistä ja hiilihydraateista ja joka sisältää negatiivisesti varautuneita sulfonaatti- hydroksyyli- ja karboksyyliryhmiä. Paperiteollisuudessa LS-jäte hävitetään tavallisesti polttamalla. Samanlaiset ominaisuudet kuin maaperän orgaanisella aineella tekevät LS:sta kuitenkin potentiaalisen maanparannusaineen (1-2). Lisäksi Fe-LS ja Ca-LS suolojen on havaittu parantavan auksiinin tehoa puuvartisten kasvien juurrutuksessa (3). Tämän tutkimuksen tarkoituksena oli selvittää, voidaanko Fe-LS:n avulla parantaa mykorritsan muodostumista *Pisolithus tinctorius* –sienen ja männyn taimen välillä *in vitro* –olosuhteissa (4).

Aineisto ja menetelmät

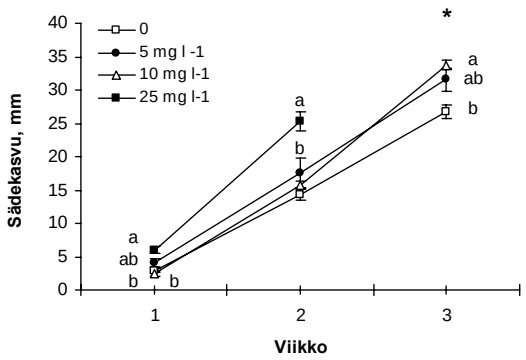
Männyn siemenet pintasteriloitiin Ca-hypokloriitilla ja idätettiin kolmen viikon ajan vesiagarilla aseptisissa olosuhteissa (22±1 ^{o}C, 16 h valoperiodi). *Pisolithus tinctorius* –sientä kasvatettiin modifioidulla Melin-Norkrans (MMN) (5) agaralustalla neljä viikkoa.

Tutkittaessa Fe-LS:n vaikutusta *P. tinctorius* -sienen kasvuun rihmastoa kasvatettiin MMN2-agaralustalla (5-6), johon oli lisätty 41.6 mM glukoosia ja 0, 5, 10 tai 25 mg l^{-1} Fe-LS:a. Fe-LS oli liuotettu veteen ja steriilisuodatettu autoklavoituun alustaan. Sieniä viljeltiin pimeässä 21±1 ^{o}C:ssa kolmen viikon ajan ja sädekasvu mitattiin viikoittain.

Mykorritsakokeessa alustana käytettiin MMN2-agaralustaa (9 cm petrimalja), johon oli lisätty vain 1.1 mM glukoosia ja 0, 5, 10 tai 25 mg l^{-1} Fe-LS:a. Agarin pinta peitettiin kostealla, steriilillä suodatinpaperilla, minkä jälkeen taimi asetettiin vaaka-asentoon agarin pinnalle. Koko taimi oli petrimaljan sisäpuolella. Taimi inokuloitiin asettamalla kaksi *P. tinctorius* –sienen rihmasto-agarpalaa kiinni taimen juureen. Sienin ja juuriston kuivuminen estettiin peittämällä ne kostealla suodatinpaperilla. Taimia ja sieniä kasvatettiin aseptisissa olosuhteissa seitsemän viikon ajan.

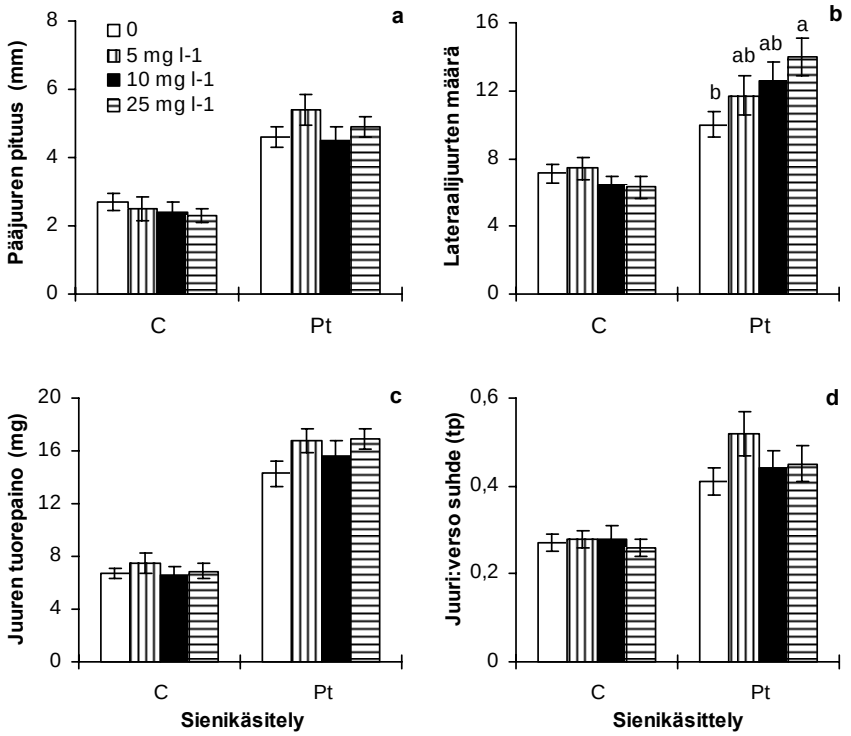
Tulokset ja tarkastelu

Kaksi korkeinta Fe-LS –pitoisuutta paransivat *P. tinctorius* –sienen sädekasvua merkitsevästi ($P < 0.05$) (Kuva 1). Korkeimman Fe-LS –pitoisuuden osalta ero oli nähtävissä jo viikon kasvatuksen jälkeen.



Kuva 1. Fe-LS:n vaikutus *Pisolithus tinctorius* –sienen sädekasvuun. N = 4. * = sienirihmasto saavutti petrimaljan reunan alustalla, joka sisälsi Fe-LS:a 25 mg l^{-1}.

Inokuloiduilla taimilla oli merkitsevästi ($P < 0.05$) pidempi pääjuuri, enemmän lateraalijuuria ja korkeampi juuri:verso suhde kuin kontrollitaimilla (Kuva 2a-d). Korkein Fe-LS pitoisuus nosti inokuloitujen taimien lateraalijuurten määrää merkitsevästi ($P < 0.05$) (Kuva 2b), kun taas kontrollitaimien kasvuun Fe-LS:lla ei ollut vaikutusta.



Kuva 2. Eri Fe-LS pitoisuuksien vaikutus kontrollitaimien (C) ja *P. tinctorius* –sienellä inokuloitujen taimien juuren kasvuun. Taimia kasvatettiin seitsemän viikon ajan. N = 23-24.

Alustaan lisätty Fe-LS (10 ja 25 mg l^{-1}) indusoi mykorritsan muodostumista taimen ja *P. tinctorius* –sienen välillä: sienirihmasto peitti suuremman määrän lyhytjuuria ja tunkeutui syvemmälle juuren soluvälitilaan (Taulukko 1).

Taulukko 1. Fe-LS:n vaikutus mykorritsan muodostukseen männyntaimen ja *P. tinctorius* –sienen välillä. EI = ei Hartigin verkkoa, EP = Hartigin verkkoa epidermisolujen välissä. CT = Hartigin verkkoa epidermi- ja kuorisolujen välissä. * eroaa merkitsevästi ($P < 0.05$) kontrollikäsittelystä.

Fe-LS, mg l^{-1}	Rihmaston peittämät lyhytjuuret, %	Hartigin verkko taimen juuressa, % EI	EP	CT
0	47.4	37.5	62.5	0
5	53.6	36.4	63.6	0
10	59.5*	6.3	62.5	31.2
25	61.6*	0	71.5	28.5

Tässä tutkimuksessa Fe-LS paransi *P. tinctorius* –sienen rihmaston kasvua, mikä saattoi johtaa nopeampaan ja intensiivisempään kontaktiin taimen juuren kanssa. Nopeampi kontakti juuren kanssa tehosti todennäköisesti lateraalijuurten ja mykorritsan muodostumista. Tämän *in vitro* –tutkimuksen tulokset osoittavat, että paperiteollisuuden sivuotteena saatu LS voi olla potentiaalinen tuote tehostamaan mykorritsasienen ja isäntäkasvin välistä vuorovaikutusta. Seuraavaksi olisikin tärkeää laajentaa tutkimuksia *in vitro* –olosuhteista taimitarhaolosuhteisiin.

Kirjallisuus

1. Meier, J.N., Fyles, J.W., MacKenzie, A.F. ja O'Halloran, I.P. 1993. Effects of lignosulfonate-fertilizer applications on soil respiration and nitrogen dynamics. Can. J. Soil Sci. 73: 233-242.
2. Hao X., Cho, C. ja Racz, G. 2000. Chemical retardation of phosphate diffusion in simulated acid soil amended with lignosulfonate. Can. J. Soil Sci. 80: 289-299.
3. Kevers, C., Soteras, J., Baccou, J.C. ja Gaspar, T. 1999. Lignosulfonates: novel promoting additivies for plant tissue cultures. In Vitro Cell Dev. Biol. - Plant 35: 113-116.
4. Niemi, K., Kevers, C. ja Häggman, H. 2005. Lignosulfonate promotes the interaction between Scots pine and an ectomycorrhizal fungus *Pisolithus tinctorius in vitro*. Plant Soil, in press.
5. Marx, D.H. 1969. The influence of ectotrophic fungi on the resistance of pine roots to pathogenic infections. I. Antagonism of mycorrhizal fungi to root pathogenic fungi and soil bacteria. Phytopathol. 59:153-163.
6. Niemi. K., Sarjala. T. ja Häggman, H. 2002. Effects of diamines on the interaction between ectomycorrhizal fungi and adventitious root formation on Scots pine in vitro. Tree Physiol. 22:373-381.

Peltomaiden lieroyhteisöjen kansallinen inventaario

National inventory of field soil earthworm communities

Visa Nuutinen[*1], Juhani Terhivuo[2], Elise Ketoja[1], Mervi Nieminen[1] ja Taisto Sirén[1]

[1]Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus MTT, Jokioinen
[2]Helsingin yliopisto, Eläinmuseo

Tiivistelmä

Maaperän biologisiin prosesseihin nojaavat viljelymenetelmät ovat parhaillaan yleistymässä. Tämä on lisännyt tarvetta ennakoida muutoksia, joita maan eliöyhteisöissä tapahtuu muuttuvan viljelyn myötä. Peltomaiden lieroyhteisöjen monimuotoisuus on läheisesti kytköksissä moniin viljelymaan ekosysteemipalveluihin. Lierot ovat suhteellisen hyvin tunnettu eliöryhmä, mutta niidenkin kohdalla viljelytapojen muutosten vaikutusten ennakointi on vaikeaa sillä tietämys peltomaan lieroyhteisöjen piirteisiin vaikuttavista tekijöistä on varsin puutteellista. Entistä tarkempaa tietoa aiheesta tarvitaan myös silloin kun lieroja halutaan käyttää peltomaan laadun biologisina ilmentäjinä.

Tämän vuonna 2004 *Monimuotoisuuden tutkimusohjelmassa* käynnistyneen hankkeen tavoitteena on täydentää tietämystä suomalaisen peltomaan lieroyhteisöjen alueellisesta vaihtelusta ja sitä kontrolloivista tekijöistä. Hankkeen ensimmäisessä vaiheessa koottiin yhteen olemassa oleva tutkimustieto lierolajien esiintymisestä peltomaissa. Aineisto koostuu yhteensä noin neljästäkymmenestä etelä- ja keski-suomalaisesta pellosta. Hankkeen parhaillaan käynnissä olevassa empiirisessä osassa kerätään uutta kenttäaineistoa käyttäen hyväksi MTT:n tutkimusasemien pelloille 1990-luvulla perustetun maaperäseurannan näytepisteverkkoa. Pisteistä aiemmin kerätyn laajan maaperäaineiston avulla pyritään selittämään lieroyhteisön piirteiden paikallista vaihtelua. Mallinnustyössä suomalaiset aineistot yhdistetään vastaaviin Pohjois-Euroopassa ja Kanadassa kerättyihin aineistoihin.

Tutkimus tähtää perustietoon, jota voidaan soveltaa käytännön maanviljelyssä sekä kehitettäessä maatalousympäristön biodiversiteetin seurantaa. Tavoitteena on, että hanke olisi samalla alku Suomen peltojen lieroyhteisöjen seurannalle. Aineistot dokumentoidaan ja tallennetaan siten, että niitä voidaan käyttää myöhemminkin taksonomisessa tutkimuksessa sekä yksilöityjen eliömaantieteellisten ja ekologisten hypoteesien testaamisessa.

Lierojen istuttaminen huonorakenteisen viljelymaan kunnostuksessa

Earthworm inoculation in remediation of structurally deteriorated field soils

Visa Nuutinen*[1], Mervi Nieminen[1] ja Kevin R. Butt[2]

[1]Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus MTT, Jokioinen
[2]University of Central Lancashire, Preston, UK

Tiivistelmä

Peltomaan rakenteen huononeminen on vakava ongelma suomalaisessa kasvintuotannossa. Varsinkin monilla pääviljelyalueidemme savimailla maan huokosrakenne on heikentynyt pitkään jatkuneen yksipuolisen viljelyn sekä epäedullisissa oloissa raskaalla kalustolla tehtyjen viljelytoimenpiteiden vuoksi. Lierot ovat tärkeä tekijä viljeltyjen savimaidemme huokosrakenteen muodostumisessa ja maan rakenneongelmien helpottamisen kannalta lierokantojen kasvuun saattaminen on perusteltu tavoite.

Tilanteissa, joissa pellon lierokannan kasvu on ratkaisevasti riippuvainen yksilöiden saavunnasta, on mahdollista, että kannan kasvua voidaan nopeuttaa lieroja istuttamalla. Istutus on perusteltua kuitenkin vain silloin kun ennen toimenpiteeseen ryhtymistä maanhoitoa on muutettu lieroja suosivaan suuntaan. Kerromme esityksessämme kolmesta lieroistutuskokeesta. Ensimäisessä, vuonna 1996 aloitetussa kokeessa istutettiin kastelieroja (*Lumbricus terrestris*) ”istutusyksikkö” – tekniikkaa käyttäen Jokioisissa sijaitsevalle aitosavimaalle. Kastelierojen elinolosuhteita oli sitä ennen kohennettu maan kuivatusta parantamalla sekä muokkausta keventämällä. Muut kaksi koetta, nekin aitosavilla, aloitettiin keväällä 2003 Kuusjoella sijaitsevilla käytännön viljelmillä. Niissä istutus toteutettiin yksinkertaisella lieropitoisen pintamaan siirrolla (lähinnä peltolieroja; *Aporrectodea caliginosa*). Lieroja suosivana edeltävänä toimenpiteenä oli viljakiertoon lisätty nurmivaihe.

Jokioisissa tehty istutus johti ilmeisen pysyvän kastelierokannan syntyyn koelohkon piennaralueille, mutta pellon sisällä populaation kasvu on ollut hyvin hidasta. Kuusjoen kokeista tähän saakka saadut tulokset viittaavat istutuksen suhteellisen hyvään onnistumiseen toisella koelohkolla, joskin yksilöiden leviäminen istutuskohdista ympäröivään maahan vaikuttaa varsin hitaalta. Toisella koelohkolla pellon märkyys on ilmeisesti syynä istutuksen paljon huonompaan onnistumiseen.

Metsitettyjen suonpohjien dityppioksidi- ja metaanivuot

Nitrous oxide and methane fluxes from an afforested cut away peatland

Hannamaria Potila[1)], Lasse Aro[1)], Kari Minkkinen[2)] ja Jukka Laine[1)]

[1)]Metsäntutkimuslaitos, Parkanon tutkimusasema, Kaironiementie 54, 39700 Parkano
[2)]Helsingin yliopisto, Metsäekologian laitos, PL 27, 00014 Helsingin yliopisto

Johdanto

Turpeennostosta vapautuneita suoalueita eli suonpohjia on Suomessa lähes 20 000 ha ja niiden määrä kasvaa vuosittain noin 3000 ha:lla. Mietittäessä suonpohjien tulevaa käyttöä yksi vaihtoehto on metsätalous. Maaperän mikrobien dityppioksidin (N_2O) tuottamisessa on suurta ajallista ja paikallista vaihtelua riippuen mm. saatavilla olevan mineraalitypen määrästä, maaperän lämpötilasta ja vesipitoisuudesta. Ekosysteemistä emittoituvan metaanin (CH_4) määrä on kahden vastakkaisen prosessin, metaanin tuoton ja hajotuksen yhteistulos. Metaanin tuotto on anaerobinen prosessi, jota pyörittävät metanogeeniset arkit. Metaanin hajotus (hapettaminen) on sen sijaan aerobinen prosessi. Metaania syntyy orgaanisen aineen hajotusprosessissa pääosin pohjavesipinnan tuntumassa ja sen alapuolella. Sieltä se kulkeutuu ylöspäin aerobisen kerroksen läpi, jossa se osittain tai kokonaan hapettuu metanotrofisten bakteerien toimesta.

Aineisto ja menetelmät

Dityppioksidin ja metaanin nettovaihtoa on mitattu metsitetyillä suonpohjilla Länsi-Suomessa Kihniön Aitonevalla, joka on yksi vanhimmista turpeennostoalueista Suomessa. Valitut koealueet eroavat toisistaan puulajin (*Pinus sylvestris*, *Betula pendula* ja *B. pubescens*), metsikön iän (16-43 v.) ja turpeen paksuuden (5-80 cm) suhteen (Taul. 1). N_2O- ja CH_4-emissiot mitattiin suljetuilla kammioilla kesäkuusta 2003 lähtien keskimäärin kaksi kertaa kuukaudessa. Näytteenoton yhteydessä mitattiin maan lämpötila 5 ja 30 cm syvyydessä, pohjavedenpinnan taso, maan kosteus sekä kammion sisäilman lämpötila mittauksen alussa ja lopussa. Talvimittaukset tehtiin lumigradienttimenetelmällä (1).

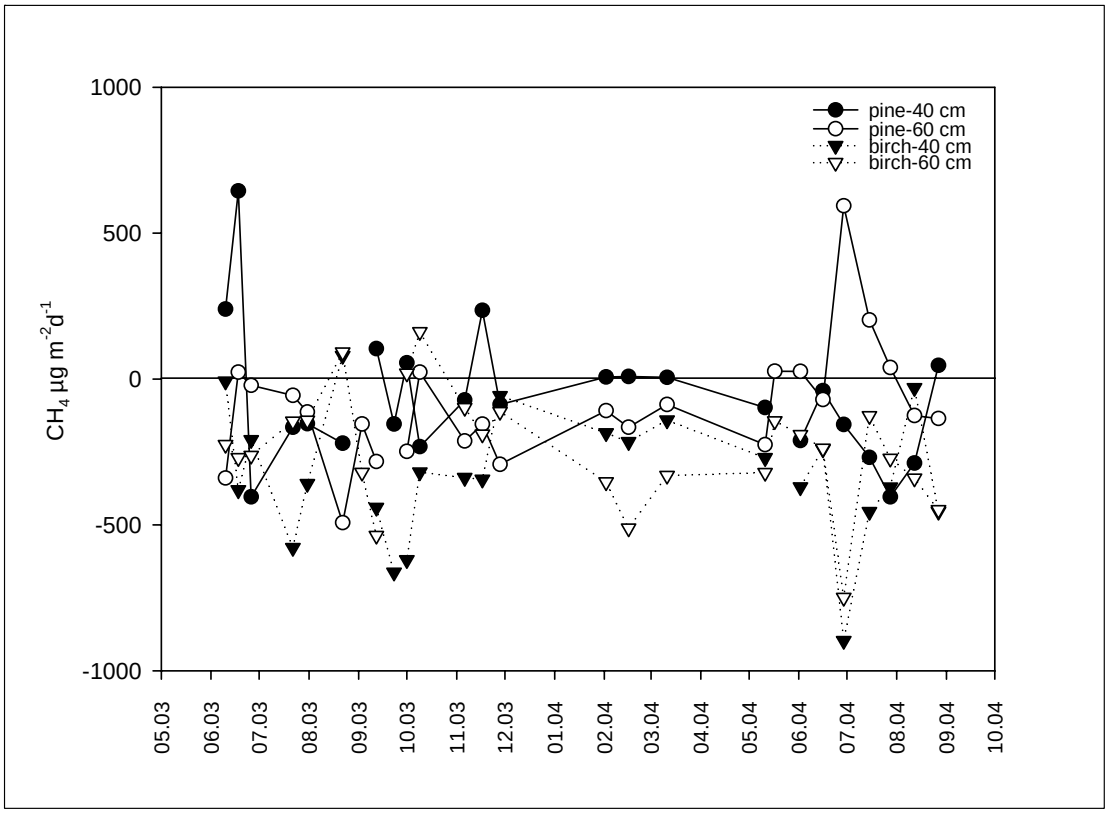
Taulukko 1. Koealueiden kuvaus

Koealue	Puulaji	Metsitysmenetelmä	Ikä (v.)	Turpeen paksuus (cm)	Muokkaus	Lannoitus
AC1	mänty	kylvö	16-18	5, 20, 40, 60	Ei	PK[1)]
AC3	mänty	istutus	41-43	40, 60	Ei	NPK+PK+PKB[2)]
	koivu	luontainen	31-43	40, 60	Ei	NPK+PK+PKB[2)]
AC4	mänty	istutus	27-29	60-80	jyrsintä	PK[3)]
	mänty	istutus	27-29	60-80	jyrsintä	NPK+puutuhka[4)]
	koivu	luontainen	26-28	60-80	jyrsintä	PK[3)]
	koivu	luontainen	26-28	60-80	jyrsintä	NPK+puutuhka[4)]

1) PK(9-17) 30-40 g/ kylvökohta 1987
2) NPK (14-7.7-8.3) 60 g/taimi 1964 + PK (10.3-12.5) 500 kg ha^{-1} 1975 + PKB (9-16-0.2) 500 kg ha^{-1} 1996
3) PK (8.3-16.6) 500 kg ha^{-1} 1979
4) N (27.5) 400 ja PK (8.3-16.6) 500 kg ha^{-1} sekä puutuhkaa 5 000 kg ha^{-1} (P 1.2% ja K3.1%) 1979

Tulokset ja tarkastelu

Alustavien tulosten mukaan metsitetyt suonpohjat toimivat lievänä metaaninieluna (Kuva 1) ja dityppioksidin lähteenä. Dityppioksidin tuotto on kuitenkin vähäisempää kuin esimerkiksi metsitetyiltä suopelloilta (2).



Kuva 1. Kahden kasvukauden ylitse mitatut metaanivuot koivulla tai männyllä metsitetyltä suonpohjalta, jossa turpeen paksuus on 40 tai 60 cm ja puuston ikä noin 40 v. (AC3, ks. Taul 1). (x-akseli: kk.vv).

Kirjallisuus

1. Maljanen, M, Liikanen, A., Silvola, J. ja Martikainen, P.J. 2003. Measuring N_2O emissions from organic soils by closed chamber or soil/snow N_2O gradient methods. European Journal of Soil Science 54: 625-631.
2. Maljanen, M., Hytönen, J. ja Martikainen, P.J. 2001. Fluxes of N_2O, CH_4 and CO_2 on afforested boreal agricultural soils. Plant and Soil 231: 113-121.

Maalajin vaikutus laitumen kasvihuonekaasupäästöihin

Effect of soil type on the greenhouse gas emissions of a pasture

Kristiina Regina*[1)], Sanna Niskanen[2)] ja Paula Perälä[1)]

[1)] Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus, Maaperä ja ympäristö, 31600 Jokioinen
[2)] Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus, Pohjois-Pohjanmaan tutkimusasema, Tutkimusasemantie 15, 92400 Ruukki

Johdanto

Maatalouden kasvihuonekaasupäästöistä n. 60 % on dityppioksidin (N_2O) päästöjä maatalousmaasta. Koska tätä kaasua tuottavien mikrobien aktiivisuuteen vaikuttavat maaperässä vallitsevat olosuhteet, päästöt vaihtelevat suuresti sekä maalajin mukaan että ajallisesti ja paikallisesti, ja tästä aiheutuu suuret epävarmuudet kasvihuonekaasupäästöjen arviointiin. Laitumen päästöjen arviointi on vaikeampaa kuin viljelysmaiden, sillä karjan jätökset ja karjan liikkumisen aiheuttama maaperän kuluminen lisäävät paikallista vaihtelua. Suomessa laitumen kasvihuonekaasupäästöjä on mitattu aiemmin vain yhdeltä laitumelta (1) ja ulkomailtakin tietoa on niukasti (2,3).

Metaanin (CH_4) maataloudesta peräisin olevat päästöt syntyvät enimmäkseen märehtijöiden ruuansulatuksessa ja lannankäsittelyssä. Maatalousmaissa metaania yleensä kulkeutuu ilmakehästä maaperään päin metaania hapettavien mikrobien muuntaessa sitä hiilidioksidiksi. Laitumelle päätyneestä sontakasasta metaania vapautuu kuitenkin jonkin aikaa (2). Lannan ja virtsan ammoniumtyppi saattaa heikentää maan metaaninhapetuspotentiaalia (4).

Tässä tutkimuksessa tehtiin ”laidunsimulaatio” eri maalajeilla levittämällä nurmea kasvaville lysimetreille tuoretta naudan virtsaa ja sontaa. Kasvihuonekaasupäästöjä mitattiin n. vuoden ajan virtsalaikkujen ja sontakasojen lisäyksen jälkeen.

Aineisto ja menetelmät

Kasvihuonekaasupäästöjä (N_2O, CH_4) mitattiin kammiomenetelmällä neljällä eri maalajilla (hiesu, savi, hieta ja turve) nurmea kasvavilta lysimetreiltä 2003-2004. Lysimetrit ovat lieriöön pakattuja maaprofiileja, joiden halkaisija on 0,9 m ja korkeus 1,7 m. Niitä lannoitettiin väkilannoitteella, ja niitto 5 kertaa vuodessa simuloi laidunnusta. Lysimetrien valumavedet kerättiin talteen, ja niistä analysoitiin läpi huuhtoutuneet typpiyhdisteet. Osaan lysimetreistä tehtiin virtsa- ja sontalaikut kullakin maalajilla kolmelle rinnakkaiselle lysimetrille alkukesästä ja kolmelle loppukesästä. Niiden aiheuttamia kasvihuonekaasupäästöjä mitattiin 14 (kevätlevitys) tai 12 (syyslevitys) kuukauden ajan. Ensimmäiset mittaukset tehtiin välittömästi levitysten jälkeen ja sen jälkeen aluksi päivittäin ja myöhemmin 2-4 viikon välein. Talvella oli 3,5 kuukauden jakso, jolloin kaasumittauksia ei voitu tehdä, koska kammiomittaukset olisivat häirinneet lumipeitettä ja sitä kautta valuntatuloksia. Tulosten perusteella pystytään arvioimaan laitumen päästöt ottamalla huomioon taustapäästö (pelkällä väkilannoitteella käsitellyt lysimetrit) ja virtsa- ja sontalaikkujen päästöt verrattuna taustapäästöön sekä niiden peittävyys keskimääräisellä laitumella normaalilla laidunnustiheydellä.

Tulokset ja tarkastelu

Dityppioksidipäästöt olivat turvemaalta selvästi korkeammat kuin kivennäismailta. Päästöt kohosivat kaikilla maalajeilla välittömästi virtsalaikkujen ja sontakasojen lisäyksen jälkeen ja olivat huomattavasti taustapäästöä korkeammat noin kolmen kuukauden ajan sekä alkukesän että loppukesän levitysten jälkeen. Kesäkuussa levitettyjen virtsalaikkujen päästöt olivat taustapäästöä korkeammat vielä seuraavana kesänä, yli vuoden päästä levityksistä. Kesäajan tulosten perusteella virtsan sisältämästä typestä 0,3-3,7 % ja sonnan typestä 0,7-5,7 % haihtui ilmaan kolmen kuukauden aikana N_2O:na (Taulukko 1).

Taulukko 1 Kesän 2003 aikana (3 kk) muodostuneen N_2O-typen osuus lysimetreihin lisätyn virtsan tai sonnan sisältämästä typestä eri maalajeilla

	N_2O-N (% lisätystä typestä)			
	Hiesu	Savi	Hieta	Turve
Virtsa	0,34±0,18	0,46±0,08	3,7±1,0	0,70±0,38
Sonta	0,88±0,41	0,65±0,22	1,4±0,44	5,7±2,4

Metaania vapautui sontakasasta noin kahden viikon ajan, jonka jälkeen päästö ei ollut juurikaan korkeampi kuin kontrollilysimetreistä. Virtsalaikuilla ei ollut huomattavaa vaikutusta metaanin päästöihin. Metaanipäästön suuruus ei täysin vastaa todelliselle laitumelle päätyneen sontakasan päästöä, sillä osa metaanista oli ehtinyt vapautua sonnasta keruun jälkeen punnituksen ja levityksen aikana, vaikka levitettävä materiaali olikin kerätty navetasta saman päivän aamuna.

Tulokset osoittavat, että maalajien välillä on eroja siinä, miten paljon N_2O-päästöjä karjan jätöksissä laitumelle päätynyt typpi aiheuttaa.

Kirjallisuus

1. Maljanen, M., Haapala, J., Järvenranta, K., Virkajärvi, P. ja Martikainen, P.J. 2002. Laitumen metaani- ja dityppioksidipäästöt. Teoksessa: Maa, josta elämme. II Maaperätieteen päivien laajennetut abstraktit. Liisa Pietola ja Martti Esala (toim.). Suomen maaperätieteiden seura, Helsinki 2002. s. 89-90.
2. Flessa, H., Dörsch, P., Beese, F., König, H. and Bouwman, A.F. 1996. Influence of cattle wastes on nitrous oxide and methane fluxes in pasture land. Journal of Environmental Quality 25: 1366-1370.
3. Goossens, A., De Visscher, A., Boeckx, P. and Van Cleemput, O. 2001. Nutrient Cycling in Agroecosystems 60: 23-34.
4. Hütsch, B.W., Webster, C.P. and Powlson, D.S. 1994. Methane oxidation in soil as affected by land use, pH, and N fertilization. Soil Biol. Biochem. 26: 1613-1622.

Production of N_2O in a repeatedly nitrogen-fertilized and limed spruce forest soil after clear-cutting

Avohakkuun vaikutus toistuvasti typpilannoitetun ja kalkitun metsämaan N_2O- tuottoon

Anne Saari*[1)], Aino Smolander[2)] and Pertti J. Martikainen[1)]

[1)] University of Kuopio, Department of Environmental Sciences, Bioteknia 2, P.O.Box 1627, 70211 Kuopio

[2)] Finnish Forest Research Institute, Vantaa Research Centre, P.O.Box 18, 01301 Vantaa

Introduction

Nitrous oxide (N_2O) is an important component in the atmospheric chemistry both as a greenhouse gas and in the destruction of stratospheric ozone. It has been estimated that 90% of all N_2O emissions originate from biological processes in soils (1). In soils it is produced anaerobically by denitrification (the reduction of nitrate to molecular nitrogen via nitrite, nitric oxide and nitrous oxide) and aerobically by nitrification (the oxidation of ammonia to nitrate via nitrite). The rate of N_2O production and emission primarily depends on the availability of a mineral N source, soil temperature, soil water content, and (for denitrification) the availability of labile organic compounds (1).

In boreal coniferous forests nitrogen is mainly organically bound and only about 1% of the total N is in inorganic form. Net nitrogen mineralization is slow due to low soil pH, low temperature and poor litter quality. Low availability of mineral N in undisturbed boreal forests limits tree growth, but also keeps net nitrification activity low thus restricting N losses via leaching or emissions of nitrogen oxides. If N is added to forest ecosystem via atmospheric deposition (2) or fertilization (3), or mineralization of organic N is stimulated as a result of e.g. clear-cutting (4,5), the risk for N losses increases. Liming, used to alleviate soil acidity, can also increase net nitrification activity (6,7).

We studied the long-term effects of an extremely high N addition and liming and subsequent clear-cutting and mounding on N_2O fluxes in a Norway spruce stand in eastern Finland.

Materials and methods

The experimental Norway spruce stand (OMT) is located in Kerimäki, Finland. The stand had experimental plots of 30 x 30 m (after mounding 15 x 30 m) with liming and N fertilizer treatments. In the lime treatment, a total of 6000 kg ha^{-1} finely-ground limestone had been spread twice (in 1958 and in 1980). The N plot had received nitrogen 7 times during the years 1958-1986 giving a total of 860 kg N ha^{-1}. There was also a treatment with both N and lime. The 60-year stand, except for the forested reference plot, was clear-cut in January 1993. The logging residue consisting of dead and living branches and the tops of stems was evenly distributed on the surface of each plot. In October 1993, soil preparation (mounding) was performed on half of each clear-cut plot. Flux measurements of N_2O were done with static chambers in the summer before clear-cutting, and in the following three summers.

Results and discussion

The N_2O emissions from the forested reference plot of the studied upland forest soil were slightly lower than those reported for Finnish forested peatlands (7). In the Kerimäki site clear-cutting initiated net nitrification in the control and in the treated soils as a result of increased availability of NH_4^+ (reduced plant nutrient uptake and increase in soil pH) (8). Due to the increased net nitrification activity in all clear-cut plots, their N_2O emissions were significantly (293-3153%)

higher than those of the forested reference plot. In the forested peatlands clear-cutting has either increased or slightly reduced N_2O emissions (7). In the present study, mounding further increased N_2O emissions (with 126-200 % in comparison to the clear-cut, unmounded plots).

Previous N fertilization or liming did not have any clear effects on N_2O production either before clear-cutting or after it. In a temperate forest soil N fertilization increased N_2O emission and liming reduced N_2O emission (9).

The results show that clear-cutting and mounding can significantly increase N_2O emissions in boreal upland forest soils and the stimulating effect lasts for at least two years. When one is considering the climatological effect of these forestry practices, their effect on methane fluxes should also be included. In the studied forest soil, the increased availability of mineral N after clear-cutting reduced CH_4 uptake during the first summer after clear-cutting, but after that the difference became less pronounced (10). Mounding at first stimulated, but later inhibited CH_4 uptake.

References

1. Bouwman,A.F. 1990. Exchange of greenhouse gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere. In: Soils and the greenhouse effect. Bouwman,A.F. (ed), pp. 61-127, Wiley, Chichester.
2. Van Breemen, N., Mulder, J., and Van Grinsven, J. J. M. 1987 Impacts of acid atmospheric deposition on woodland soils in the Netherlands. II. Nitrogen transformations. Soil Science Society of America Journal 51, 1634-1640.
3. Martikainen, P. J. 1984. Nitrification in two coniferous forest soils after different fertilization treatments. Soil Biology and Biochemistry 16, 577-582.
4. Vitousek, P.M. and Matson, P.A. 1985. Disturbance, nitrogen availability, and nitrogen losses in an intensively managed loblolly pine plantation. Ecology 66, 1360-1376.
5. Prescott, C.E. 1997. Effects of clearcutting and alternative silvicultural systems on rates of decomposition and nitrogen mineralization in a coastal montane coniferous forest. Forest Ecology and Management 95, 253-260.
6. Priha, O. and Smolander, A. 1995 Nitrification, denitrification and microbial biomass N in soil from two N fertilized and limed Norway spruce forests. Soil Biology and Biochemistry 27, 305-310.
7. Huttunen, J. T., Nykänen, H., Martikainen, P. J., and Nieminen, M. 2003. Fluxes of nitrous oxide and methane from drained peatlands following forest clear-felling in southern Finland. Plant and Soil 255, 457-462.
8. Smolander, A., Priha, O., Paavolainen, L., Steer, J., and Mälkönen, E. 1998 Nitrogen and carbon transformations before and after clear-cutting in repeatedly N-fertilized and limed forest soil. Soil Biology and Biochemistry 30, 477-490.
9. Brumme, R. and Beese, F. 1992. Effects of liming and nitrogen fertilization on emissions of CO_2 and N_2O from a temporate forest. Journal of Geophysical Research 97, 12851-12858.
10. Saari, A., Smolander, A., and Martikainen, P.J. (2004) Methane consumption in a frequently nitrogen-fertilized and limed spruce forest soil after clear-cutting. Soil Use and Management 20, 65-73.

Catabolic bacterial community illustrated by amplification of *bphC* gene in polluted soils

Katabolisen bakteeriyhteisön kuvaileminen BphC merkkigeenin avulla

Timo Sipilä *[1)], Heikki Riisiö [2)] and KimYrjälä [3)]

[1)] Department of biological and environmental sciences, General microbiology, P.O.Box 56, 00014 HELSINKI
[2)] Department of applied chemistry and microbiology, Division of microbiology. P.O. Box 56, 00014 HELSINKI
[3)] Department of biological and environmental sciences, General microbiology, P.O.Box 56, 00014 HELSINKI

Introduction

Pollution of soils by organic recalcitrant chemicals is a serious environmental problem. Soils contain, however, bacterial communities capable of degrading contaminants. Very often *Pseudomonas* (1) and *Sphingomonas* (2) bacteria with diverse degradation capacities have been isolated from these sites. To study the occurrence of catabolic bacteria PCR primers were designed and targeted to amplify *bphC* genes encoding enzymes for aromatic ring cleavage of 2,3-dihydroxybiphenyl and 1,2-dihydroxynaphthalene. In this study *bphC* is specifically used as a marker gene of the upper *meta*-pathway responsible for degradation of polyaromatic hydrocarbons (PAH). The primer pair was designed to amplify the two most well known catabolic bacterial groups *Pseudomonas* (Gammaproteobacteria) and *Sphingomonas* (Alphaproteobacteria). These are the first catabolic community primers amplifying these groups simultaneously

Material and methods

Genes from *Pseudomonas, Ralstonia*, *Sphingomonas, Sphingobium*, *Novosphingobium*, and *Rhodococcus* were used in alignment done by clustalW. The properties of the primers were evaluated using Oligocalculator program and nucleotide BLAST. Degenerated base pairs were used when needed. The forward primer BP-f and reverse BP-r amplify theoretically a 460 bp fragment of the *bphC* gene in *Pseudomonas putida*. Primers were tested using both known bacterial strains and environmental bacterial community DNA isolated from three different polluted sites: Sköldvik land farming site for oil refinery wastes (Sköld-Oil), birch PAH phytoremediation rhizosphere (Rhiz-PAH) and Trollberget petroleum hydrocarbon natural attenuation site (Troll-oil).

Environmental DNA was isolated with modified method of Hurt et al. 2001 (3) PCR products from environmental samples was gel purified using Wizard® SV Gel and PCR Clean-Up System (Promega). Purified products were cloned using pGEM-T easy vector (Promega) and DH5α cells. Molecular cloning was done using standard methods (4). The *bphC* diversity in these soils was characterized using restriction fragment length polymorphism (RFLP). *Hha*I restriction enzyme was selected for cleavage of PCR products.

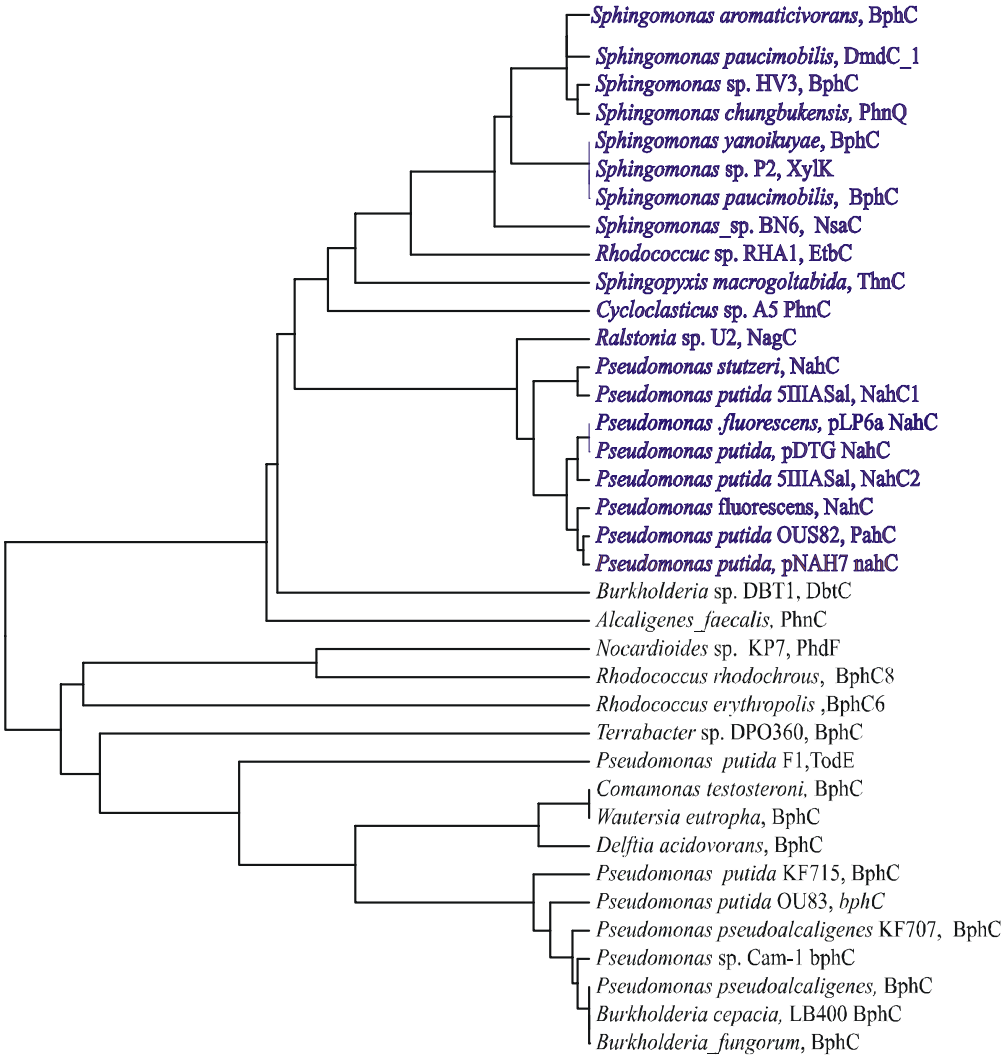


Figure 1. Phylogenetic dendrogram of upper pathway aromatic extradiol ring-cleavage genes in bacteria. Genes encode enzymes for aromatic ring-cleavage of different aromatic compounds such as naphthalene, biphenyl and toluene.

Results and discussion

The constructed BP-r and BP-f primers were successful used to amplify the *bph*C gene in *Sphingobium* sp. HV3. This strain harbours a megaplasmid pSKY4 containing an aromatic catabolic pathway (5). The *bphC* gene was localized in the catabolic megaplasmid.

Primers were also successfully used to amplify catabolic gene fragments from three different hydrocarbon- polluted soils, Sköld-oil, Rhiz-PAH and Troll-oil. They represent sites with various amounts of DNA biomass and possible inhibitory substances according to performed DNA isolations and PCR amplifications.

The amplified catabolic community from the Troll-oil site was fairly diverse as seen in fig. 2. Sequencing of the representatives of the different RFLP groups will show the fylogenetic relationships of the marker genes. The acquired sequences will actually tell how many different bacterial genus types our newly constructed primers at least are able to amplify.

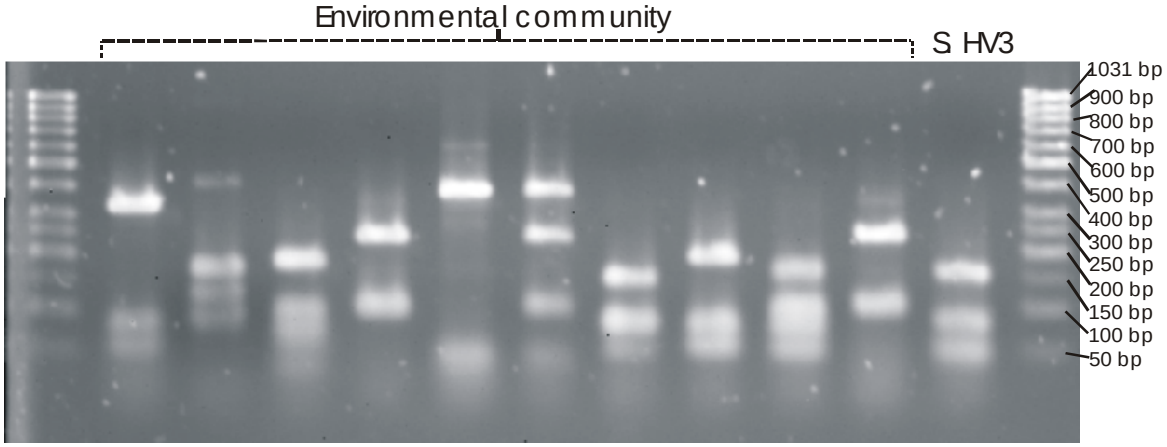


Figure 2. *Hha*I RFLPs of cloned catabolic community from the Troll-oil site and the amplification product of the bacterial strain *Sphingobium* sp. HV3. Several different banding patterns are seen in the 3 % agarose gel showing a considerable diversity of catabolic marker genes in the soil.

References

1. Moore, E. Mau, M. Arnscheidt, A. Böttger, E.Hutson, R. Collins, M. Van de Peer, Y. De Wachter, R. and Timmis, K. 1996: The determination and comparison of the rRNA gene sequences of species of the genus *Pseudomonas* (sensu stricto) and estimation of natural intrageneric relationships. Syst. Appl. Microbiol. 19:478-492.
2. Pinyakong, O. Habe, H. and Omori, T. 2003. The unique aromatic catabolic genes in Sphingomonads degrading polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). J Gen Appl Microbiol. 49:1-19.8.
3. Hurt, R. Qiu, X. Wu, L. Roh, Y. Palumbo, A. Tiedje, J. and Zhou, J. 2001. Simultaneous recovery of RNA and DNA from soils and sediments. Appl Environ Microbiol. 2001 Oct;67(10):4495-503.
4. Sambrook, J. Fritsch, E. and Maniatis, T. "Molecular Cloning: A Laboratory Manual", 2nd ed. Ford, N. Nolan, C. and Ferguson, M (edited). Cold Spring Harbor Laboratory Press, Cold Spring Harbor, New York 1989.
5. Yrjala, K. Paulin, L. & Romantschuk, M. 1997. Novel organization of catechol meta-pathway genes in Sphingomonas sp. HV3 pSKY4 plasmid. FEMS Microbiol. Lett. 154:403-408.

Männyn (*Pinus sylvestris*) polyamiinipitoisuuksissa tapahtuvat muutokset mykorritsan muodostumisen aikana

Changes in polyamine concentrations during mycorrhiza formation of Scots pine

Suvi Sutela*[1], Karoliina Niemi[2], Hely Häggman[1] ja Tytti Sarjala[3]

[1]Biologian laitos, Oulun yliopisto, PL 3000, 90014 Oulun yliopisto
[2]Soveltavan biologian laitos, Helsingin Yliopisto, PL 27, 00014 Helsingin Yliopisto
[3]Metsäntutkimuslaitos, Parkanon tutkimusasema, Kaironniementie 54, 39770 Parkano

Johdanto

Polyamiinit ovat kaikissa organismeissa esiintyviä, solujen erilaistumiseen ja kasvuun tarvittavia pienimolekyylisiä kationeja. Polyamiineista yleisimpiä ovat putreskiini (Put), spermidiini (Spd) sekä spermiini (Spm), jotka esiintyvät soluissa joko liukoisessa muodossa tai konjugoituna. Polyamiinien on osoitettu *in vitro* pystyvän sitoutumaan negatiivisesti varautuneisiin fosfolipideihin, nukleiinihappoihin sekä useisiin erilaisiin proteiineihin (1).

Polyamiinien biosynteesin ensimmäinen reaktio on joko arginiinin tai ornitiinin dekarboksylaatio. Dekarboksylaation katalysoivat entsyymit ovat arginiini- ja ornitiinidekarboksylaasi. Näitä entsyymejä koodaavat geenit (*ADC* ja *ODC*) on identifikoitu useilta korkeammilta kasveilta sekä bakteereilta. Nisäkkäillä ja sienillä putreskiini syntetisoidaan pääsiassa vain ornitiinista, vaikka myös arginiinidekarboksylaasin toiminnasta on viitteitä (2,3). Arginiinista ja ornitiinista muodostetaan putreskiinia, joka on lähtöaineena spermidiinin sekä spermiinin syntetisoinnille.

Kasveissa abioottiset sekä bioottiset stressit, kuten kaliumin puute tai patogeeni-infektio, aiheuttavat muutoksia polyamiinien konsentraatioissa (4). Polyamiinien on myös todettu vaikuttavan mykorritsasienen ja kasvin vuorovaikutukseen (5) sekä muuttuvan kasveissa laadullisesti ja määrällisesti mykorritsasymbioosin muodostuessa (6). Mykorritsasienien kyky tuottaa ja erittää ulkopuolelleen polyamiineja vaihtelee sienilajien ja linjojen välillä, mikä saattaa johtua mykorritsasienen erilaisista tarpeista polyamiinien käytölle (7).

Tässä tutkimuksessa tarkasteltiin kangastatin (*Suillus variegatus*) vaikutuksia männyn (*Pinus sylvestris* L.) taimien kasvuun. Lisäksi tutkittiin arginiini- ja ornitiinidekarboksylaasia koodaavien geenien (*ADC* ja *ODC*) ekspressiota ja polyamiinipitoisuuksissa tapahtuvia muutoksia taimen ja sienen vuorovaikutuksen aikana.

Aineisto ja menetelmät

Työssä käytetyt männyn taimet idätettiin 7,5 % vesi-agar –kasvatusalustoilla 25 päivää, jonka jälkeen taimet siirrettiin modifioidulle Melin-Norkrans (MMN) –kasvatusalustoille (5,8). Taimet inokuloitiin kangastatin rihmastolla, jota oli kasvatettu MMN–kasvatusalustoilla kolme viikkoa. Taimia kasvatettiin kasvatushuoneessa + 25 ºC:ssa, 16 tunnin valojaksolla. Taimista otettiin näytteitä heti kokeen alussa sekä yhden, kolmen ja viiden viikon kuluttua inokulaatiosta. Taimista määritettiin pääjuuren pituus, juuren ja varren paino, lateraalisten haarojen lukumäärä sekä mykorritsan muodostuminen. Vapaat ja konjugoidut polyamiinit eristettiin juurista, varsista, neulasista sekä sienirihmastosta 5 %:lla $HClO_4$:lla ja määritettiin HPLC:lla (9). RNA:n eristämistä varten sienirihmastoa kasvatettiin MMN- sekä Hagem –kasvatusalustoilla. *ODC* ja *ADC* –geenien ekspressiota tarkasteltiin *in situ* –hybridisaatiolla.

Tulokset ja tarkastelu

Inokulointi kangastatin rihmastolla paransi männyntaimen kasvua merkitsevästi. Mykorritsan muodostuminen alkoi jo viikon sisällä inokuloinnista. Vapaiden polyamiinien määrät erosivat toisistaan merkittävästi näytteissä, jotka kerättiin viikko inokulaation jälkeen. Spd- sekä Spm-

pitoisuudet olivat ensimmäisen viikon aikana kohonneet huomattavasti inokuloitujen taimien juurissa ja varsissa. Myös Put-pitoisuudet olivat nousseet huomattavasti inokuloiduissa taimissa. Kangastatin sienirihmassa Spd:n määrä laski ensimmäisen viikon aikana kuudesosaan alkuperäisestä määrästä. Samanaikaisesti ODC ekspressoitui rihmastovaipassa. Tämä voi viitata Spd:n rooliin sienen ja taimen vuorovaikutuksen alussa. Liukoisten polyamiinien konsentraation nousulla on monitahoiset vaikutukset, jotka voivat esimerkiksi johtaa polyamiinivarastojen uudelleen järjestelyyn. Tulokset osoittavat että, mykorritsan muodostuminen tai sieniosakkaan erittämät yhdisteet saattoivat tehostaa polyamiinien biosynteesiä taimissa. Siten mykorritsasymbioosin seurauksena noussut polyamiinipitoisuus saattaa indikoida polyamiinien roolia taimen kasvun edistäjänä.

Kirjallisuus

1. Boucherou, A., Aziz, A., Larher, F. and Martin-Tanquy, J. 1999. Polyamines and environmental challenges: recent development. Plant Science 140:103-125.
2. Sannazzaro, A., Álvarez, C., Menéndez, A., Pieckenstains F., Albertó, E. and Ruiz O. A. 2004. Ornithine and arginine decarboxylase activities and effect of some polyamine biosynthesis inhibitors on *Gigaspora rosea* germinating spores. FEMS Microbiology letters 230(1): 115-121.
3. Zhu, M.-Y., Abiye, I., Piletz, J.E. and Regunathan, S. 2004. Expression of human arginine decarboxylase, the biosynthetic enzyme for agmatine. Biochimica et Biophysica Acta 1670: 156-164.
4. Walters, D.R. 2003. Polyamines and plant disease. Phytochemistry 64:97-107.
5. Niemi, K., Häggman, H. and Sarjala T. 2002. Effects of exogenous diamines on the interaction between ectomycorrhizal fungi and adventitious root formation in Scots pine in vitro. Tree Physiology 22:373-381
6. Kytöviita, M.-M., and Sarjala, T. 1997. Effects of defoliation and symbiosis on polyamine levels in pine and birch. Mycorrhiza 7:107-111.
7. Niemi K., Häggman H. and Sarjala T. 2003. Ectomycorrhizal fungal species and strains differ in their ability to produce free and conjugated polyamines. Mycorrhiza 13:283-287.
8. Marx, D. H. 1969. The influence of ectotrophic mycorrhizal fungi on the resistance of pine roots to pathogenic infections. I. Antagonism of mycorrhizal fungi to root pathogenic fungi and soil bacteria. Phytopathol. 59, 153-163.
9. Sarjala, T., and Kaunisto, S. 1993. Needle polyamine concentrations and potassium nutrition in Scots pine. Tree Physiol 13:87-96.

Kuusen hienojuuriston tilajakauma auratussa metsämaassa

Spatial distribution of fine roots in a tilt-ploughed Norway spruce stand

Niina Tanskanen*[1)] ja Hannu Ilvesniemi[2)]

[1)] Metsäekologian laitos, PL 27, 00014 Helsingin yliopisto
[2)] Metsäntutkimuslaitos, PL 18, 01301 Vantaa

Johdanto

Puun hienojuurilla on tärkeä merkitys puun toiminnan kannalta, sillä puut ottavat vettä ja ravinteita pääasiassa hienojuurten ja niihin kiinnittyneiden mykorritsojen kautta (1). Puun hienojuurilla tarkoitetaan yleisesti alle 2 mm läpimittaisia juuria. Hienojuuret uusiutuvat jatkuvasti. Onkin arvioitu, että puun vuotuisesta biomassan tuotoksesta suuri osa kuluu hienojuurten kasvuun ja kehittymiseen (2). Hienojuurilla on merkitystä myös maaperän ominaisuuksien muovaajana: suuri osa metsämaan orgaanisesta aineksesta on peräisin kuolleista ja hajoavista hienojuurista.

Maanmuokkauksen tavoitteena on turvata metsänuudistamisen onnistuminen ja parantaa pitkäaikaisesti taimikon kehitystä (3). Maanmuokkausmenetelmistä aurauksessa ja mätästyksessä taimet istutetaan maanpinnan keskitason yläpuolelle, jolloin taimen juuret ovat esim. lämpöolojen, ilmavuuden ja ravinteisuuden suhteen edullisessa asemassa. Kasvavan taimen juuristo täyttääkin ensi vaiheessa aurauksen palteen muodostavan kasvutilan. Juuriston tilajakaumasta pitemmällä aikavälillä tiedetään kuitenkin vähän. Tässä työssä tutkittiin istutetun kuusikon hienojuurten tilajakaumaa 20 vuotta aiemmin auratussa metsämaassa.

Aineisto

Tutkimus toteutettiin Metsäntutkimuslaitoksen perustamalla muokkaus- ja lannoituskoealueella numero 608 Karkkilan Siikalassa. Koeala oli palleaurattu 1979 ja istutettu kuuselle. Koeala oli käenkaali-mustikkatyyppiä ja maannos oli podsoli (4).

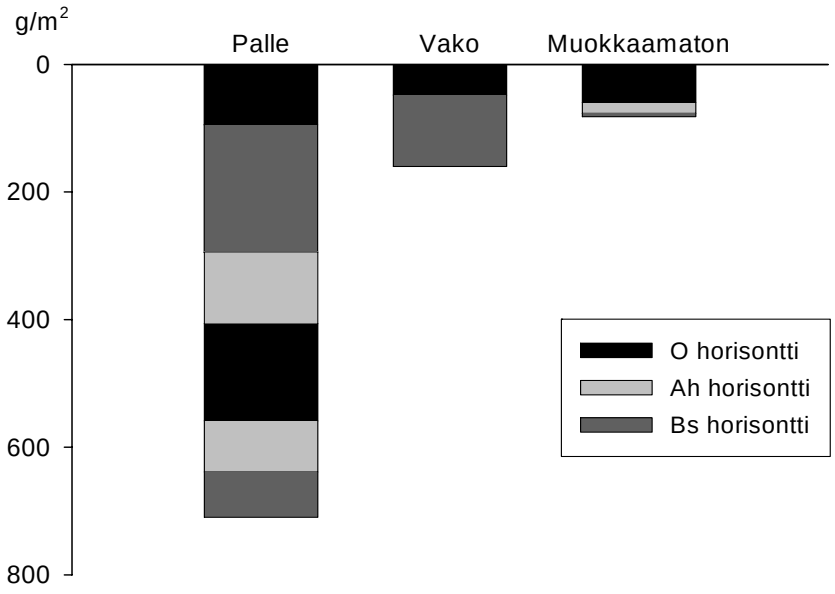
Juurinäytteet kairattiin aurauksen palteesta, palteen alla olevista maakerroksista (n=12), aurauksen vaosta (n=10) sekä aurausten välisestä muokkaamattomasta metsämaasta (n=10) kesäkuussa 1999. Näytteet jaoteltiin maannoskerroksittain. Lisäksi kerroksia, kuten B horisonttia, jaoteltiin ositteisiin syvyyden perusteella. Kaikkiaan kairatun mineraalimaan syvyys palteen alla, vaossa ja muokkaamattomassa metsämaassa oli 40 cm. Näytteestä eroteltiin kuusen sekä aluskasvillisuuden elävät ja kuolleet juuret. Elävät juuret skannattiin WinRhizo 3.02-ohjelmalla juurien pituuden ja läpimitan selvittämiseksi. Tämän jälkeen juuria kuivattiin lämpökaapissa 70˚C asteessa 3 vuorokautta juurten kuivapainon arvioimiseksi.

Tulokset ja tarkastelu

Kuusen hienojuuria oli aurauksen palteessa keskimäärin 712 g/m^2, aurauksen vaossa 173 g/m^2 ja muokkaamattomassa metsämaassa 80 g/m^2 (Kuva 1). Kun arvioidaan, että keskimäärin 60 % auratun alueen kokonaispinta-alasta paljastuu tai peittyy aurattaessa (5,6), niin auratussa metsämaassa 70% kuusen hienojuurista sijaitsi aurauksen palteessa ja palteen alaisissa maakerroksissa, 20% aurauksen vaossa ja 10% aurausten välisessä muokkaamattomassa metsämaassa.

Suurin osa aurauksen palteen ja palteen alaisten maakerrosten hienojuurista sijaitsi maan pinnalle käännetyssä palteessa: keskimäärin 45% oli palteen mineraalimaassa, 14% palteen päälle muodostuneessa uudessa orgaanisessa kerroksessa ja 18% palteen alle jääneessä nk. kaksoishumuksessa (Kuva 1). Aurauksen vaon ja muokkaamattoman maan hienojuurista valtaosa, vaossa 75% ja muokkaamattomassa maassa peräti yli 95%, sijaitsi maan pinnan orgaanisessa kerroksessa sekä sen alapuolisessa 3 cm paksuisessa mineraalimaakerroksessa.

Kuuselle on ominaista pinnanmyötäinen, tiheäksi haaroittuva juuristo, mikä havaittiin myös tässä tutkimuksessa. Koska suurin osa kuusen hienojuurista oli aurauksen palteessa, 20-vuotiaan kuusikon veden ja ravinteiden otto näyttäisi keskittyvän pääasiassa palteeseen. Juurikarikkeen hajotessa palteeseen kertyy orgaanista ainesta, mikä taas muovaa maan pintaan käännetyn mineraalimaan ominaisuuksia.



Kuva 1. Hienojuurten määrä (g m^{-2}) aurauksen palteen ja vaon sekä aurausten välisen muokkaamattoman metsämaan eri kerroksissa.

Kirjallisuus

1. Kimmins, J.P. 1987. Forest Ecology. Macmillian Publishing Company. New York. 531s.
2. Helmisaari, H-S., Makkonen, K., Kellomäki, S., Valtonen, E. and Mälkönen, E. 2001. Below- and above-ground biomass, production and nitrogen use in Scots pine stands in eastern Finland. For. Ecol. Manage. 165: 317-326.
3. Mälkönen, E. 2003. Maan kunnostaminen metsän uudistamiseksi. Teoksessa: Metsämaa ja sen hoito. Mälkönen, E. (toim.). Metsäntutkimuslaitos. Metsälehti Kustannus. Hämeenlinna. s.159-174.
4. FAO-Unesco 1990. Soil map of the world. Revised legend, World Soil Resources Report Vol. 60. FAO. Rome.
5. Ferm, A. ja Pohtila, E. 1977. Pintakasvillisuuden kehittyminen ja muokkausjäljen tasoittuminen auratuilla metsänuudistusaloilla Lapissa. Folia Forestalia 319. 34s.
6. Saksa, T., Nerg, J. and Tuovinen, J. 1990. Havupuutaimikoiden tila 3-8 vuoden kuluttua istutuksesta tuoreilla kankailla Pohjois-Savossa. Folia Forestalia 753: 1-27.

Lämpösumman ja sademäärän vaikutus orgaanisen aineen kerrostumiseen kolmella ombrotrofisella suolla Suomessa

Organic matter accumulation related to some environmental factors in three ombrotrophic peat bogs at Finland

Liisa Ukonmaanaho* [1)], Tiina Maileena Nieminen [1)], Nicole Rausch [2)] ja William Shotyk [2)]

[1] Metsäntutkimuslaitos, PL 18, 01301 Vantaa
[2] Ympäristögeokemian laitos, Heidelbergin yliopisto, Im Neuenheimer Feld 236 D-69120 Heidelberg, Saksa

Johdanto

Koska turvemaat ovat pääosin orgaanisen aineen muodostamia, ne ovat merkittävä terrestrisen hiilen varasto. Suomessa turvemaiden hiilivaraston arvioidaan olevan 5000 Tg (Tg= 10^{12} g) (1). Orgaanisen aineen kerrostumiseen turvemaahan vaikuttavat mm. ilmasto, kasvillisuus, ravinteet ja turpeen hajoamisnopeus. Viileys ja vähähappiset olosuhteet märässä maassa vähentävät orgaanisen aineen hajoamista ja vastaavasti edistävät turpeen kertymistä. Hiilivarastot ovatkin suurimmat viileissä ja kosteissa biomeissa ja pienimmät kuumissa ja kuivissa biomeissa (2). Uutta turvetta muodostuu pikemminkin johtuen hitaasta turpeen maatumisasteesta kuin korkeasta netto primaarituotannosta (3,4). Turpeen nettohäviötäkin voi tapahtua, mikä johtunee pohjavedenpinnan vaihtelusta. Korkein turpeen vertikaalikasvu on mitattu rahkasammalvaltaisilla ombrotrofisilla kohosoilla (5).

Ombrotrofisilta soilta saatuja ajoitettuja turvepatsaita on käytetty menestyksellisesti arvioitaessa ilmaperäistä raskasmetallilaskeumaa. Ajoitettuja turvekerroksia voidaan kuitenkin käyttää myös arvioitaessa orgaanisen aineen kerrostumista turvemaille. Tavoitteenamme oli tutkia turpeen kertymisen suhdetta vuotuiseen lämpö- ja sadesummaan kolmella ombrotrofisella suolla Suomessa, joista kaksi on ollut raskasmetallilaskeumalle alttiina.

Aineisto ja menetelmät

Tutkimusalueina olivat ombrotrofiset rämeet Hietajärvellä, Outokummussa ja Harjavallassa (Taulukko 1). Pohjois-Karjalassa, Patvinsuon kansallispuistossa sijaitseva Hietajärvi edustaa tausta-aluetta, jonka lähettyvillä ei ole pistemäisiä saastelähteitä, teitä eikä maataloutta. Outokummun suokohde, on noin 8 km:n etäisyydellä Suomen suurimmasta kupari-nikkeli kaivosalueesta, joka oli toiminnassa 1980-luvulle asti, ja Harjavallan suo puolestaan sijaitsee noin 6 km:n etäisyydellä suuresta kupari-nikkelisulatosta.

Kustakin tutkimuskohteesta otettiin Wardenaar-kairalla turvepatsas (15x15x100cm) syyskuussa 2001. Näyte paketoitiin muovikalvoon ja pidettiin liikkumattomana vaaka-asennossa ja kuljetettiin sitä varten teetetyissä kuljetuslaatikoissa laboratorioon, jossa näyte pakastettiin ja myöhemmin paloiteltiin 1 cm paksuisiksi viipaleiksi. Orgaanisen aineen kertyminen laskettiin näytteen tilavuuden ja tiheyden perusteella 1 cm kohden. Hiilipitoisuus määritettiin LECO-CS laitteella. Turpeen ajoitus tehtiin ^{210}Pb-menetelmää käyttäen. Paikalliset vuosittaiset lämpö- ja sadesummat mallinnettiin taaksepäin vuoteen 1880 saakka käyttäen Ojansuun ja Henttosen kehittämää mallia (6). Vuotuinen orgaanisen aineksen kertymisaste laskettiin jakamalla kertynyt orgaaninen aine viipaleista ajoitettujen vuosien määrällä. Sademäärän, lämpösumman ja orgaanisen aineen suhdetta tutkittiin korrelaatio analyysillä.Wardenaar-kairareiän pohjalta, noin 1,50 m syvyydestä, otettiin lisäksi ns. venäläisellä kairalla 50 cm pitkä ja 12 cm leveä puolisylinterin muotoinen näyte radiohiiliajoitusta varten. Sekä radiohiili että ^{210}Pb ajoitukset tehtiin Heidelbergin yliopistossa Saksassa.

Taulukko 1. Tutkimusalojen kuvaus.

Tutkimusala	Lämpösumma, ºC†	Sademäärä, mm†	Suotyyppi	Turpeen ikä 150-200 cm syvyydessä#
Hietajärvi (63°09'N, 30°40'E)	1079	616	Tupasvillaräme	2600
Outokumpu (62°40'N, 28°51'E)	1178	603	Tupasvillaräme	1500
Harjavalta (61°21'N, 22°11'E)	1264	567	Tupasvillaräme	350

†ajanjakso 1880-1999 käyttäen Ojansuu ja Henttonen mallia (6)
^{14}C ajoitusmenetelmä, Heidelbergin yliopisto, Saksa

Tulokset ja tarkastelu

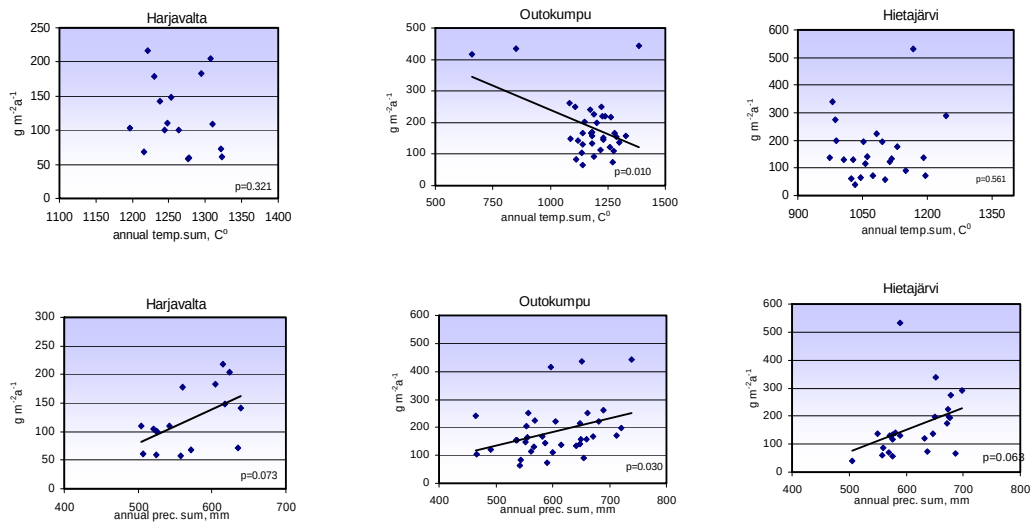
^{210}Pb ajoituksesta ilmeni, että turpeen paksuuskasvu oli viimeisen 125 aikana ollut Hietajärvellä 24 cm, Outokummussa 35 cm ja Harjavallassa vain 16 cm (Taulukko 2). Keskimääräinen kasvu oli vastaavasti 2,0 mm a^{-1} Hietajärvellä, 2,8 mm a^{-1} Outokummussa ja 1,3 mm a^{-1} Harjavallassa. Kasvu oli suurempaa turpeen pintaosissa kuin syvemmällä, mikä olikin odotettavaa, koska turve tiivistyy alemmissa kerroksissa paineen ja suon pinnan alapuolisessa hapettomassa osassa tapahtuvan hitaan hajoamisen johdosta. Harjavallassa turpeen kasvu oli vain 1 mm tai vähemmän ennen vuotta 1953, mikä oli huomattavasti vähemmän kuin muilla alueilla. Harjavallan keskustassa vuodesta 1945 lähtien toiminut Cu-Ni sulattamo ja siitä tulleet päästöt ovat voineet vaikuttaa turpeen hitaaseen kasvuun/nopeaan hajoamiseen tutkimusalalla. Kupari ja Ni päästöt sulattamosta olivat aiemmin huomattavasti nykyistä korkeammat (7), lisäksi esimerkiksi Harjavallan tutkimusalan pintaturpeesta mitattu Cu pitoisuus on merkittävästi korkeampi (n.100-kertainen) kuin Hietajärven pintaturpeen (8). Toisaalta Outokummun alalla, joka sijaitsee entisen kuparikaivoksen läheisyydessä, turpeen kasvun hidastumista ei havaittu. Tosin esim. Cu-pitoisuus Outokummun pintaturpeessa on vain 10-kertainen verrattuna Hietajärven pintaturpeeseen.

Orgaanisen aineen kertymisaste viimeisen 125 vuoden aikana oli keskimäärin Hietajärvellä 115 g m^{-2} a^{-1}, Outokummussa 140 g m^{-2} a^{-1} ja Harjavallassa 96 g m^{-2} a^{-1} (Taulukko 2). Hiilen kertyminen oli noin puolet orgaanisen aineen kertymisestä kaikilla aloilla. Korrelaatio analyysit (Kuva 1) osoittivat, että vuotuinen sadesumma korreloi positiivisesti kaikilla aloilla orgaanisen aineen kertymisen kanssa, mutta merkitsevästi vain Outokummussa, kun taas lämpösumma korreloi siellä negatiivisesti orgaanisen aineen kertymisen kanssa Sekä Hietajärven että Harjavallan sadesumma korreloivat heikosti orgaanisen aineen kertymisen kanssa. Outokummusta saadut tulokset osoittivat, että orgaanisen aineen kertyminen liittyy sekä lämpötilaan että sademäärään. Negatiivinen korrelaatio lämpötilan kanssa oli odotettua, koska viileä ja kostea ympäristö hidastaa hajoamisprosessia ja siten edistää turpeen kertymistä, kun taas lämpimimmissä olosuhteissa hajoaminen on nopeampaa ja siitä johtuen turpeen kertyminen vähäisempää. Positiivinen korrelaatio orgaanisen aineen kertymisen ja sademäärän välillä viittaa siihen, että korkea pohjaveden taso ja anaerobiset olosuhteet vähentävät turpeen hajoamista

Harjavallassa pintaturpeen kertyminen oli vähäisempää kuin muilla aloilla. Kuitenkin 150 cm syvyydessä turpeen iäksi arvioitiin vain 350 vuotta (Taulukko 1), sen sijaan vastaavassa syvyydessä Outokummun turpeen ikä oli 1500 vuotta ja Hietajärven 2600 vuotta. Ikäero 1,5 m syvyydessä voi johtua siitä, että jokin paikallinen ympäristötekijä, esimerkiksi kuivuusjakso, on häirinnyt turpeen kasvua ylemmissä turvekerroksissa. Tässä tutkimuksessa käytetty lämpö- ja sadesumma laskelmat eivät ole tarkkuudeltaan riittäviä osoittaakseen paikallisessa säätilassa tapahtuneita äkillisiä poikkeamia.

Taulukko 2. Turpeen paksuus, keskimääräinen turpeen kasvu sekä orgaanisen aineen ja hiilen kertyminen kolmella tutkimusalueella viimeisen 125 vuoden aikana.

Tutkimusala	Turpeen paksuus, cm	Keskimääräinen turpeen kasvu, mm a^{-1}	Kertynyt orgaaninen ainemäärä, g m^{-2} a^{-1}	Kertynyt hiili, g C m^{-2} a^{-1}
Hietajärvi	24	2,0	115	55
Outokumpu	35	2,8	140	68
Harjavalta	16	1,3	96	49



Kuva 1. Orgaanisen aineen kertyminen viimeisen 125 vuoden aikana suhteessa vuotuiseen lämpösummaan (ylhäällä) ja vuotuiseen sademäärään (alhaalla).

Kirjallisuus

1. Laine, K. ja Minkkinen, K. 1996. Forest drainage and the greenhouse effect. Teoksessa: Peatlands in Finland. Vasander, H. (toim.). Suoseura ry. Gummerus, Helsinki. s. 159-165.
2. Davidson, E.A., Trumbore, S.E. ja Amundson, R. 2000. Soil warming and organic matter content. Nature 408: 789-790.
3. Clymo, R.S. 1965. Experiments on breakdown of *Sphagnum* in two bogs. J. Ecol. 53:747-757.
4. Thormann, M.N., Bayley, S.E. ja Currah, R.S. 2002. The microbial wildcard in peatland carbon storage: implications for global warming. Teoksessa: Proceedings of the International workshop on Carbon dynamics of forested peatlands: Knowledge gaps, uncertainty and modeling approaches 23-24 March 2001 Edmonton, Alberta. Z.C. Yu, J.S Bhatti ja M.J. Apps (toim.). Canadian Forest Service, Northern Forestry Centre. Edmonton, AB. s. 25-28.
5. Laine, J. ja Vasander, H. 1996. Ecology and vegetation gradients of peatlands. Teoksessa: Peatlands in Finland. Vasander, H. (toim.). Suoseura ry. Gummerus, Helsinki.s. 10-19.
6. Ojansuu, R. ja Henttonen, H. 1983. Estimation of the local values of monthly mean temperature sum and precipitation sum from the measurements made by the Finnish Meteorological Office. Silva Fenn. 17(2):143-160.
7. Nieminen, T.M., Ukonmaanaho, L. ja Shotyk ,W. 2002. Enrichment of Cu, Ni, Zn, Pb and As in an ombrotrophic peat bog near a Cu-Ni smelter in Southwest Finland. The Science of the Total Environment 292: 81-89.
8. Ukonmaanaho, L., Nieminen, T., Rausch, N. ja Shotyk, W. 2004. Heavy metal and arsenic profiles in ombrogenous peat cores from four differently loaded areas in Finland. Water, Air and Soil Pollut. 158:277-294.

Branch litter quality and decomposition in drained peatlands

Oksakarikkeen laatu ja hajoaminen suometsissä

Petra Vávřová [1) 2)], Timo Penttilä [2)], Marjut Karsisto [2)], Veikko Kitunen [2)], Tarja Tapanila [2)] and Raija Laiho *[1)]

[1)] Peatland Ecology Group, Department of Forest Ecology, University of Helsinki, P.O. Box 27, FIN-00014 Helsinki University, Finland
[2)] Finnish Forest Research Institute, Vantaa Research Centre, P.O. Box 18, FIN-01301 Vantaa, Finland

Introduction

Branch litter may form a considerable proportion of organic matter inputs to the soil in forest ecosystems (1). Yet, we still know very little of the behaviour of this component in the carbon cycle. Inputs may be estimated based on tree biomass data or its estimates, but the decomposition rates have to be measured in the field.

We have studied the decomposition of branch litter in three drained (meso-) oligotrophic fen sites forming a climatic gradient from central Estonia to northern Finland. The decomposition rates will be related to litter quality and the environmental parameters. The results of the variation in the initial chemical composition, as well the mass loss results of the first years from the Finnish sites will be presented in this poster.

Material and Methods

Dead branches were harvested from live Scots pines (the dominant tree species) at each site and divided into two size classes: diameter ≤ 1 cm and diameter > 1 cm. The litterbag method was used for determining mass loss rates of the litter material, which has been incubated in its native environment. We set up a ten-year experiment with 20 replicates per size class and site.

Initial carbon fractions in the litter materials were determined and analyzed for their organic composition (2). Dichlormethane was used to remove nonpolar extractives (soluble fats, waxes and oils etc.) and acetone, ethanol and water to remove polar extractives (sugars and phenolic etc.). For identification and quantification of nonpolar and polar extractives at compound level we used gas-chromatography/mass spectroscopy (GC/MS). After finishing stepwise extraction procedure acid soluble polymer carbohydrates and acid insoluble residue (Klason lignin) were analyzed gravimetrically from the residual wood sample. To gain information about the structure of lignin molecules, degradative alkaline CuO oxidation method was used. The methods applied were modified from previously developed methods (3, 4, 5) or were developed by us.

Results and Discussion

The preliminary results show differences in branch litter decomposition in northern and southern sites (Fig. 1.). The variability may be mainly caused by climate, but it can also be a result of differences in chemical composition of the litter material (Tab. 1.).

Tab.1. Organic fractions in the branch litter samples from Vesijako (southern Finland) and Kivalo (northern Finland) sites (mg.g^{-1} of total dry mass). Abbreviations: NPE, polar extractives; PE, polar extractives; AE, acetone extractives; EE, ethanol extractives; WE, water extractives; TE, total extractives (nonpolar + polar extractives). Size class 1 = diameter ≤ 1 cm, size class 2 = diameter > 1 cm.

Sample		Extractives					Klason lignin	Ash content
Site	Size class	NPE	PE			TE		
			AE	EE	WE			
Vesijako	**1**	62.67	7.11	33.55	23.64	126.96	341.94	5.15
	2	33.65	5.83	31.41	31.41	92.97	335.51	2.44
Kivalo	**1**	71.58	6.44	19.32	15.76	113.09	425.98	7.86
	2	31.38	3.63	14.19	11.44	54.52	425.66	3.45

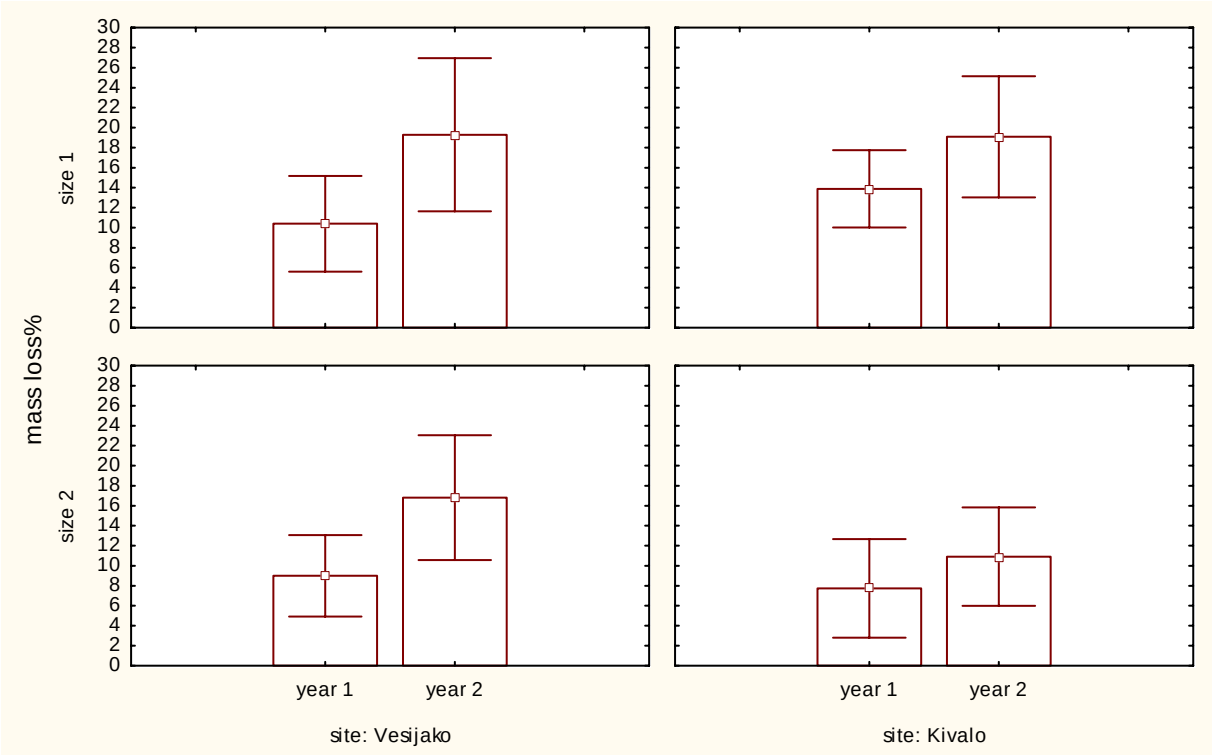


Fig. 1. First- and second-year mass losses ± s.e. from branch litter in the southern (Vesijako) and northern (Kivalo) study sites. Size 1 = diameter ≤ 1 cm, size 2 = diameter > 1 cm.

References

1. Laiho, R., Vasander, H., Penttilä, T. and Laine, J. 2003. Dynamics of plant-mediated organic matter and nutrient cycling following water-level drawdown in boreal peatlands. Global Biogeochemical Cycles 17(2), 1053, doi:10.1029/2002GB002015.
2. Karsisto, M., Savitski, M., Kitunen, V., Penttilä, T., Laine, J. and Laiho, R. Moss litter decomposition in peatlands: Characterization of litter quality. Abstract in this issue.
3. Quaramby, C. and Allen, S.E. 1989. Organic constituents. Pp. 160-200. In: S.E. Allen (ed.), Chemical Analysis of Ecological Materials. 2nd ed. Blackwell Scientific Publishers, Oxford.
4. Effland, M.J. 1977. Modified procedure to determine acid-insoluble lignin in wood and pulp. Tappi 60: 143-144.
5. Hedges, J.I. and Ertel, J.R. 1982. Characterization of lignin by capillary chromatography of cupric oxide oxidation products. Analytical chemistry 54, 174-178.

Kasvinvalinta ja eloperäisen aineksen lisäys vaikuttavat maan luontaisen mykorritsan toimintaan.

Mycorrhizal fungi of field soil are affected by crop and peat amendment

Mauritz Vestberg [*1)], Timo Hurme[2)], Kaisa Saari[1)] ja Sanna Kukkonen[1)]

[1)] Maatalouden tutkimuskeskus, Laukaan tutkimus- ja valiotaimiasema, Antinniementie 1, 41330 Vihtavuori
[2)] Maatalouden tutkimuskeskus, tietopalvelut, 31600 Jokioinen

Johdanto

Maan biologiset, kemialliset ja fysikaaliset ominaisuudet ovat hyvin monimutkaisissa vuorovaikutussuhteissa keskenään. Arbuskelimykorritsasienet (AMS) ovat tärkeitä kasvien ravinteidenotton ja juuriston terveydentilaan vaikuttavia biologisia tekijöitä. Peltomaassa AM-sienillä on myös keskeinen rooli murujen muodostuksessa. Viljelykierossa AM-sienillä on arveltu olevan keskeinen merkitys kasvien ns. esikasviarvossa (8). Tämän tutkimuksen tavoitteena oli selvittää miten viljelykasvien riippuvuus mykorritsasienistä ja orgaanisen aineksen lisäys maahan vaikuttavat mykorritsan toimintaan ja määrään maassa.

Aineisto ja menetelmät

MTT:n Laukaan tutkimus- ja valiotaimiasemalla perustettiin vuonna 1999 kenttäkoe, jossa tutkittiin erityyppisten esikasvien vaikutuksia maan laatuun ja sitä kautta mansikan satoon. Esikasvien valintaperusteena oli se, että ne maanhoito-ominaisuuksien ohella olisivat myös taloudellisesti tuottavia kasveja. Esikasvit olivat mansikka, ruis, nurmi, rypsi, tattari, sipuli, kumina ja hunajakukka. Koealan toiselle puolikkaalle levitettiin tummaa (H 4-7, von Post) maanparannusturvetta, 300 m^3/ha, ennen kasvien kylvöä tai istutusta. Koeasetelmana oli osaruutukoe, jossa pääruutuina (36 x 30 m) olivat turvekäsittelyt ja osaruutuina (10 x 5 m) kasvilajit. Kerranteita oli kolme. Koealalla tutkittiin esikasvin ja turpeenlisäyksen vaikutuksia maan kemiallisiin (P, K, Mg, Ca, pH ja johtoluku) ja biologisiin (orgaaninen hiili, mikrobibiomassan N ja C, entsyymiaktiivuisuudet, ankeroiset, sienijuuren määrä ja toiminta, lierot) ominaisuuksiin. Samaa esikasvia viljeltiin kolmena vuonna peräkkäin, eli vv. 1999-2001. Toisessa vaiheessa (vv 2002-2004) koko koealueella viljeltiin mansikkaa.

Tässä posterissa esitetään esikasvivaiheen tuloksia viljelykasvin ja turpeen vaikutuksista maan luontaisten AM-sienten määrään ja toimintaan. Mykorritsallisia kasveja olivat mansikka, ruis, timotei, sipuli ja kumina ja mykorritsattomia rypsi, tattari ja hunajakukka. Kunkin vuoden syyskuussa kerättiin maanäytteitä, joista selvitettiin mykorritsan kasvua parantavaa vaikutusta, joka kuvasi sienijuuren symbioottista tehokkuutta. Koejakson viimeisenä vuonna tutkittiin myös mykorritsaitiöiden määrää ja lajirunsautta. Mykorritsan suhteellista tehokkuutta (SMT-%) selvitettiin biotestissä, jossa testikasvina oli pellava (7):

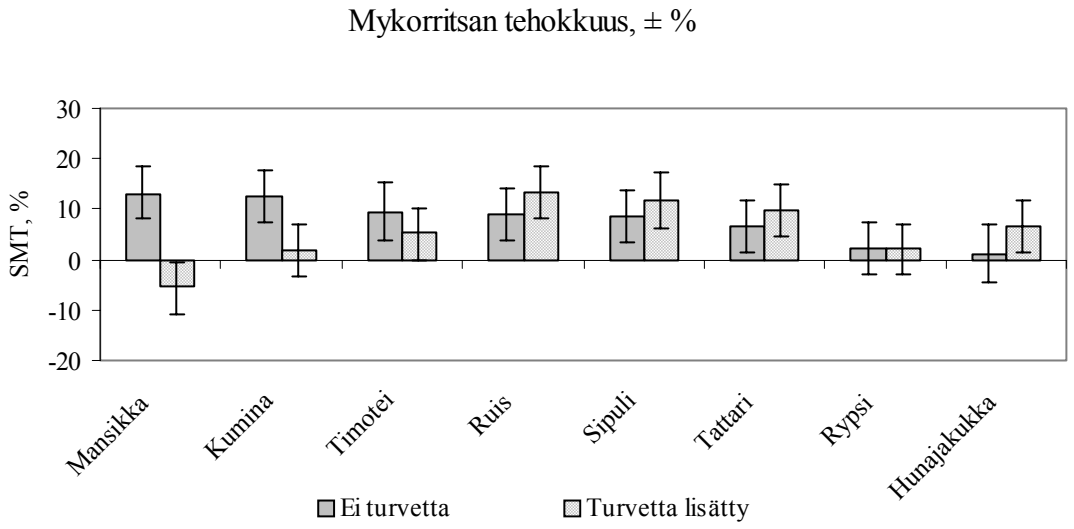
$$SMT\ (\%) = [(Y^{myk+} - Y^{myk-}) / (Y^{myk+})] \times 100,$$

missä Y^{myk+} ja Y^{myc-} tarkottavat mykorritsallisten ja mykorritsattomien pellavien kuivapainoa. Mykorritsattomuus saatiin aikaan sekoittamalla pieniä määriä benomyyliä tutkittavaan maahan. AMS-itiöitä eristettiin maasta märkäseulonnalla (seulat 500 µm ja 70 µm) (5) ja sentrifugoimalla vedessä ja 50 %:n sokeriliemessä (10). Sentrifugoinnin jälkeen itiöt siirrettiin vedessä pertrimaljaan, missä ne laskettiin ja määritettiin lajilleen stereo- ja tutkimusmikroskooppia käyttäen.

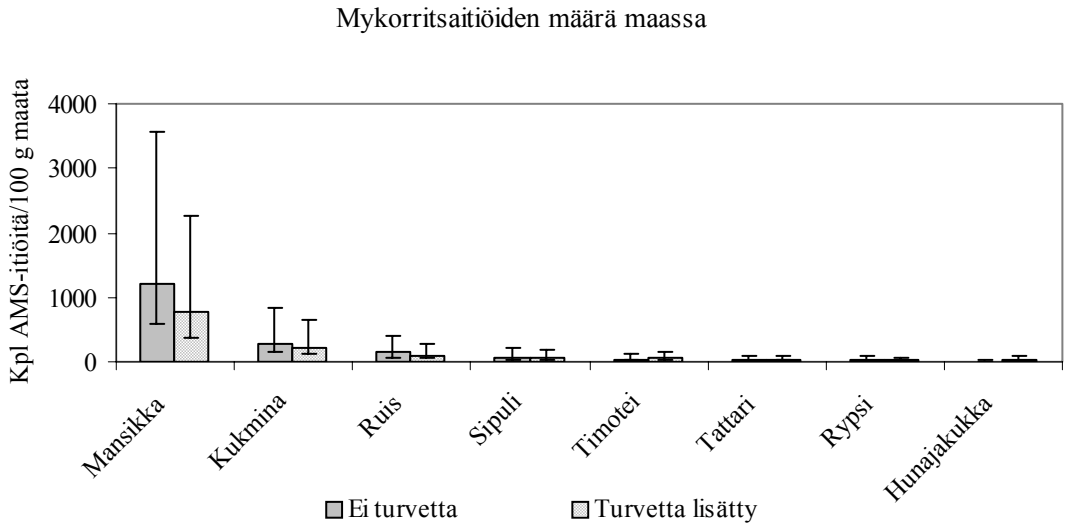
Tulokset

Mykorritsaa erityisesti suosivien mansikan ja kuminan ansiosta maan luontainen mykorritsan tehokkuus säilyi hyvänä kolmen vuoden viljelyn aikana. Sitä vastoin mykorritsattomien rypsin,

tattarin ja hunajakukan koeruuduissa SMT-arvot olivat laskeneet (Kuva 1). Turpeen lisäyksen vaikutus oli kuitenkin osittain päinvastainen. Turpeella käsitellyissä koeruuduissa SMT-arvo oli alimmillaan mansikassa ja kuminassa ja korkeimmillaan rukiissa ja sipulissa. AMS-itiöitä oli ylivoimaisesti runsaimmin mansikassa (kuva 2). Turve näytti vähentävän itiöiden lukumääriä, mutta tämä ero ei ollut merkitsevä.



Kuva 1. Esikasvin ja turpeen lisäyksen vaikutus maan luontaisen mykoritsan tehokkuuteen (± SMT-%) keskiarvona (± 95 %:n luottamusväli) kolmen vuoden mittauksista. Tulokset esitetty paremmuusjärjestyksessä.



Kuva 2. Esikasvin ja turpeen lisäyksen vaikutus AMS-itiöiden lukumääriin (± 95 %:n luottamusväli) määritettynä kolmen vuoden esikasviviljelyn jälkeen vuonna 2001. Tulokset esitetty paremmuusjärjestyksessä.

Vain 4 AM-sienilajia pystyttiin määrittämään koealueelta; *Glomus caledonium, G. claroideum*, *G. hoi* ja *G. mosseae*. Näiden lisäksi esiintyi muutamia tunnistamattomia lajeja. Sieni *G. claroideum* oli yleisimmin esiintyvä tunnistettava laji. Shannon-Wiener diversiteetti-indeksin mukaan suurin AM-sienten monimuotoisuus vallitsi sipulin ja mansikan viljelyn jälkeen ja pienin mykorritsattomien rypsin ja hunajakukan viljelyn jälkeen. Turve ei vaikuttanut AMS-monimuotoisuuteen.

Tarkastelu

Kolmen vuoden viljely mykorritsaa suosivilla mansikalla ja kuminalla ylläpitivät AM-sienten symbioottista tehokkuutta ja lisäsivät sieni-itiöiden määrää maassa verrattuna mykorritsattomiin kasveihin tattari, rypsi ja hunajakukka. Muissakin tutkimuksissa mykorritsallinen kasvi on

vaikuttanut myönteisesti mykorritsaan (1,4) kun taas mykorritsattomien esim. sokerijuurikkaan (6) ja pinaatin (3) viljely ovat heikentäneet maan mykorritsaa. Turpeen lisäyksen ansiosta mykorritsan toiminta kuitenkin heikkeni, erityisesti mansikalla. Syy tähän ei ole tiedossa, mutta se voi olla yhteydessä turpeen mikrobiologisiin ominaisuuksiin. Muissa tutkimuksissa on todettu että tietyt turvelaadut heikentävät mykorritsaa mutta toiset eivät (2, 9). Yhteenvetona todettakoon, että viljelykiertoon valituilla kasveilla samoin kuin orgaanisen aineksen lisäyksellä voi olla suuriakin vaikutuksia maan biologiseen laatuun ja sitä kautta viljelykasvin menestymiseen ja sadontuottokykyyn.

Kirjallisuus

1. Arihara, J. & Karasawa, T. 2000. Effect of previous crops on arbuscular mycorrhizal formation and growth of succeeding maize. Soil Sci. Plant Nutr. 46:43-51.
2. Calvet, C., Estaún, V. & Camprubi, A. 1992. Germination, early mycelial growth and infectivity of a vesicular-arbuscular mycorrhizal fungus in organic substrates. Symbiosis 14:405-411.
3. Douds, D.D. Jr, Galvez, L., Franke-Snyder, M., Reider, C. & Drinkwater, L.E. 1997. Effect of compost addition and crop rotation point upon VAM fungi. Agric. Ecosyst. Environ. 65:257-266.
4. Gavito, M.E. & Miller, M.H. 1998. Changes in mycorrhiza development in maize induced by crop management practices. Plant Soil 198:185-192.
5. Gerdemann, J.W., Nicolson, T.H. 1963. Spores of mycorrhizal Endogone species extracted from soil by wet sieving and decanting. Trans. Brit. Mycol. Soc. 46:235-244.
6. Isoi, T. 1997. Comparison of arbuscular mycorrhizal flora under different cropping systems in a light-colored andosol of Japan. Soil Microorg. 50:61-64.
7. Kahiluoto, H., Ketoja E. & Vestberg, M. 2000. Creation of a non-mycorrhizal control for a bioassay of AM effectiveness. 1. Comparison of methods. Mycorrhiza 9:241-258.
8. Karasawa, T., Kasahara, Y. & Takebe, M. 2001. Variable response of growth and arbuscular mycorrhizal colonization of maize plants to preceding crops in various types of soils. Bio. Fertil. Soils 33: 286-293
9. Linderman, R.G. & Davis, E.A. 2003. Soil amendment with different peatmosses affects mycorrhizae of onion. Hort. Tech. 13:285-290.
10. Walker, C., Mize, C.W. & McNabb, H.S. 1982. Populations of endogonaceous fungi at two locations in Iowa. Can. J. Bot. 60:2518-2529.

Sessio II

Teema: Maan rakenne ja vesitalous

Maan rakenne pelto- ja metsämaissa ja sen vaikutus kemiallisiin ja biologisiin ominaisuuksiin ja toimintoihin sekä vesitalouteen, tuotantoon ja ympäristöön

Missä vesi ja ravinteet liikkuvat? Maan makroskooppinen ja mikroskooppinen rakenne

Where water and nutrients are moving? Soil macroscopic and microscopic structure

Hannu Ilvesniemi

Metsäntutkimuslaitos, PL 18 01301 Vantaa

Liike on universumin yksi tyypillisimmistä ominaisuuksista. Liike käy olemattomaksi vasta absoluuttisessa nollapisteessä, mutta silloinkin kappale, joka on saatettu näin kylmäksi liikkuu ajassa ja avaruudessa. Luonnossa ravinteet ja vesi liikkuvat miltei tauotta ekosysteemien sisällä ja niiden välillä. Tämä liike on välttämätöntä, mutta sen mittasuhteissa tapahtuvat muutokset aiheutavat usein ilmiöitä jotka voivat olla hyödyllisiä tai haitallisiksi koettuja. Tässä esityksessä tarkastellaan erilaisia ravinteiden liikkumisen muotoja, niiden mittasuhteita ja toimintamekanismeja.

Maa koostuu partikkeleista ja niiden välisestä tilasta, joka on veden tai ilman täyttämä. Maassa olevat ravinteet voivat olla sitoutuneena mineraalien kiderakenteeseen, osana hajoamatonta orgaanista ainetta, pidättyneenä maapartikkelien pinnalle tai liuenneena maan veteen.

Maapartikkelien itsensä liikkuminen paikasta toiseen laajemmilla alueilla on melko vähäistä. Kun olemme Suomessa, on kuitenkin aina syytä pitää mielessä jääkauden aikaansaamat maamassojen liikkeet ja jäätiköitymisen ja sulamisvaiheiden aikana tapahtuneet muut muutokset maaperässä. Moreenin syntytapa vaikuttaa edelleen maan rakenteeseen, samoin sulamisvesien aikaansaama maapartikkelien lajittelu sekä rantavoimien moreenia lajitelleet vaikutukset. Veden ja ravinteiden liike hiekassa on varsin erilaista saveen tai moreeniin verrattuna. Samoin epätasainen maan kohoaminen vaikuttaa pitkällä aikavälillä jopa jokien virtaussuuntiin. Nykyilmastossa maapartikkelit voivat liikkua joko virtaavien vesien mukana tai ihmistoiminnan seurauksena. Pienen välimatkan liikkumista tapahtuu etenkin peltoja ja metsiä muokattaessa tai tuulenkaatojen yhteydessä). Ojitus kasvattaa usein virtaavan veden mukanaan kuljettamien partikkeleiden määrää.

Myös isompien eläinten ulosteiden mukana liikkuu kiinteässä faasissa olevia ravinteita toisinaan melko pitkiäkin matkoja, maaperän pienemmät eläimet taas siirtävät ravinteita pienemmässä mittakaavassa. Myös kasvien juuret allokoivat ravinteita maan alla ja maanpäällisten kasvinosien karikkeen muodossa maan pinnalle. Käytettäessä kantoja (ja muita hakkuutähteitä) energiapuuna, liikkuvat puuaineeseen sitoutuneet ravinteet muualle.

Rapautumisen ja orgaanisen aineksen hajoamisen yhteydessä kiinteän kappaleen rakenteesta irronneet ionit tai molekyylit joutuvat lähes poikkeuksetta veteen. Vesifaasissa aineet voivat liikkua veteen liuenneena liikkuvan veden mukana tai oman lämpöliikkeensä ajamina. Diffuusion aikaansaama liike on aina ajan ja etäisyyden yhteisvaikutusta. Ihmisen kannalta merkittäväksi koetussa ajassa olennaisia ovat siten vain mikrometrimittakaavassa tapahtuvat ilmiöt eli esimerkiksi silloin kun tarkastellaan kasvin juurten ja maan muiden eliöiden ravinteiden ottoa solukalvon läpi.

Kun ravinteet liikkuvat maassa pidempiä matkoja esimerkiksi metsistä vesistöihin, tapahtuu tämä liike yhdessä veden liikkumisen kanssa. Tällöin tulevat merkitseviksi liikkuvan veden liikenopeuteen vaikuttavat tekijät sekä liikkuvan veden ja maan huokosistossa paikallaan pysyvän veden väliset tapahtumat.

Maan vedenpidätysominaisuuksia kuvataan yleensä vedenpidätyskäyrällä, jossa liitetään yhteen maan huokosissa olevan veden määrä ilmaistuna prosentteina maan kokonaistilavuudesta ja veden sitoutumisvoimakkuus maan huokosistoon lähinnä kapillaarisin voimin. Maan huokosiston kokojakauma on maan partikkelien kokojakauman ja maannostumistekijöiden huokosiston kokojakaumaa muuttavien tekijöiden summa.

Maan hydraulinen johtavuus eli maan kyky johtaa vettä paikasta toiseen riippuu voimakkaasti maan huokoskokojakaumasta. Maan vetovoiman vaikutuksesta maassa liikkuvan veden huokoskokominiminä (kenttäkapasiteetti) käytetään usein 30 µm:n rajaa eli suunnilleen hietafraktiota edustavien maapartikkelien kokoluokan alarajaa. Maan hydraulisen johtavuuden riippuvuus huokoskoosta on voimakkaasti epälineaarinen.

Rapautumisen seurauksen maapartikkelien koko muuttuu ja uudelleen saostuneet rapautumistuotteet kiinnittyvät maapartikkelien pinnalle muuttaen huokoskokoa. Samoin osa hajotuksessa hajoamatta jääneistä orgaanisista yhdisteistä saostuu maan partikkelien pinnalle pienentäen keskimääräistä huokoskokoa. Viime vuosina on julkaistu eräitä tutkimuksia, joissa pyritään kuvaamaan maan huokoskokojakaumaa maan partikkelikokoa ja sekundäärisiä rapautumistuotteiden määrää hyväksi käyttäen. Tällaiset muuntoyhtälöt tarjoavat mahdollisuuden kuvata maan vesitaloudellisia ominaisuuksia sellaisillakin alueilla, joissa ei ole tehty maan hydraulisia ominaisuuksia kuvaavia mittauksia.

Haluttaessa selvittää tai matemaattisesti kuvata huuhtouman mukana maasta poistuvien ravinteiden määrää, meidän täytyy kyetä mittaamaan tai mallintamaan tämän helposti liikkuvan veden määrä ja sen kemiallinen koostumus; mallitarkasteluissa myös veden kemialliseen koostumukseen vaikuttavat tekijät.

Tämä tehtävä on hyvin haastava sekä mittaajalle että mallittajalle, koska suuri osa maassa vapaasti liikkuvasta vedestä liikkuu maan suurissa huokosissa, joiden sijainti maassa on mittaajan silmin satunnainen. Isojen huokosten määrään maassa vaikuttavat esimerkiksi routa liikuttelemalla maassa olevia kiviä ja puiden juuret. Kuolleiden juurten kaarnan sisään saattaa myös syntyä puuaineksen hajoamisen jälkeen varsin kookkaita ja vettä hyvin johtavia onteloita. Tämän spatiaalisen hajonnan hallitseminen mittauksin vaatii suuren määrän mittalaitteita, joiden tulisi myös toimia niin, että ne kykenevät mittaamaan mitattavaa ilmiötä. Lisäksi mittalaitteiden asennus tulisi pystyä toteuttamaan niin, ettei mitattava kohde samalla häiriinny.

Maassa vapaasti liikkuvan veden mittaukseen käytetään usein erilaisia keräimiä, jotka pyrkivät ottamaan talteen keräimen yläpuolella olevan maan läpi valuneen veden. Periaatteessa mittalaite on yksinkertainen, mutta sen kyvystä kuvata luotettavasti maassa vapaasti liikkuvan veden määrää on esitetty vakavia epäilyksiä. Koska maasta poistuva ravinnevuo on veden kemiallisen koostumuksen ja veden määrän tulo, kertautuvat kaikki veden määrän mittausvirheet sellaisenaan maasta poistuvien ravinteiden kokonaismäärään. Mikäli mittauksen tarkastelukulma siirretään koealatasolta valuma-aluetasolle, päästään purovedestä mittaamaan veden laatu helposti ja myös virtaavan veden kokonaismäärä melko luotettavasti.

Mallittaja ei selviä maan huokosiston tilajakauman suuresta vaihtelusta yhtään mittaajaa helpommalla. Mallin kuvausta tehtäessä joudutaan päättämään minkälaisia maahuokosia maassa oletetaan olevan, miten veden liike huokosissa ja erityisesti eri kokoisten huokosten välillä kuvataan, sekä minkälaisia kemiallisia ja biologisia ilmiöitä kuvataan vaikuttamaan maaveden ravinteiden määrään. Mallit ovat siinä mielessä kiitollisia, että niihin voi periaatteessa sisällyttää mitä moninaisimpia ilmiöiden kuvauksia. Tilanne muuttuu huomattavasti ongelmallisemmaksi, jos halutaan, että mallit tuottavat sellaisia tuloksia, joiden oikeellisuus voidaan varmentaa myös mittauksin.

Tarkasteltaessa ravinteiden liikettä maassa, yksi olennaisimmista ratkaisuista tehdään valittaessa se mittakaava, jossa tarkastelua tehdään. Vaikka viimekädessä kaikki tarkastelun tasot koostuvat osista, joihin soveltuvat pienimmän mittakaavan periaatteet, usein on hyödyllistä kuvata ilmiöitä eri mittakaavoissa eri lailla.

Pienen mittakaavan mallien skaalaaminen suuremman mittakaavan malleiksi on luultavasti jatkossa aivan yhtä hankalaa kuin tälläkin hetkellä. Tarjoavatko esim. neuroverkkolähestymistapaan nojaavat ratkaisut mahdollisuuden isompien kokonaisuuksien käsittelyyn, jää nähtäväksi. Ongelmia

saattaa syntyä esimerkiksi siitä, että mittaukset, joiden varaan mallien kuvaukset rakentuvat, eivät ole tarpeeksi laadukkaita.

Laboratoriomittakaavassa tehtävä maan ja maaveden välisiä suhteita käsittelevä tutkimus hyötyy mittaustekniikan jatkuvasta kehityksestä merkittävästi, koska tarjolla on yhä pienemmässä ja pienemmässä mittakaavassa tehtävän mittauksen mahdollistavia mittavälineitä. Maavesinäytteiden kerääminen ja analysoiminen esim. ritsosfääristä on nykyään mahdollista, samoin käytössä on menetelmiä, joiden avulla voidaan seurata ravinteiden ottoon osallistuvien geenien aktivaatiotasoa. Näyttääkin siltä, että mahdollisuudet diffuusioon perustuvan ravinteiden ottoon liittyvän liikkumisen kuvaamiseen ovat jatkossa hyvät.

Metsänkäsittelyn vaikutus pohjaveden sähköisiin ominaisuuksiin

Influence of forest management and its affects to ground water electrical conductivity

Pekka Hänninen[1] ja Sari Penttinen[2]

[1]Geologian tutkimuskeskus, Espoon yksikkö, PL 96, 02151 Espoo
[2]Merivoimien tutkimuslaitos, PL 116, 02631 Espoo

Johdanto

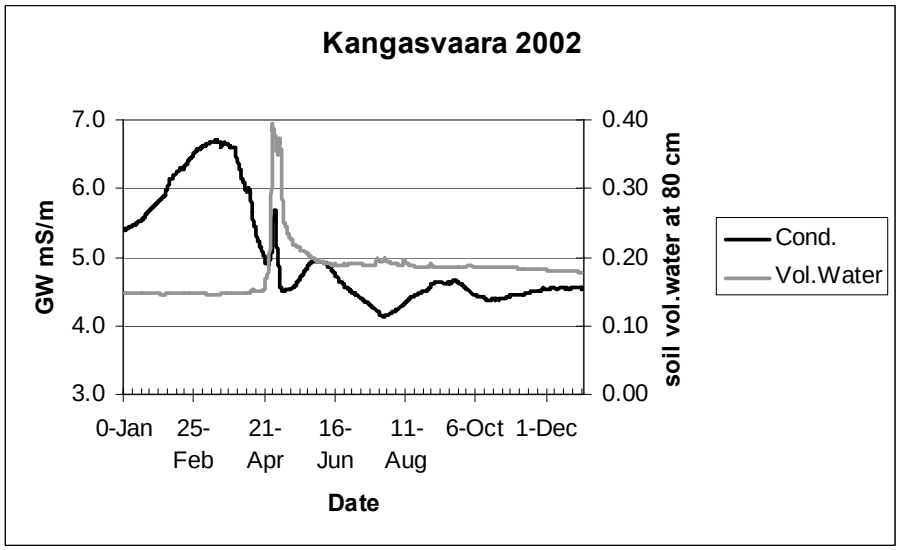
Metsämaan käsittely aiheuttaa monenlaisia muutoksia maaperän prosesseissa. Prosessien ja kasvien ravinteiden oton muuttuminen aiheuttaa ravinteiden huuhtoutumista pinta – ja pohjavesiin (1).

Aineisto ja menetelmät

Enon Silkunharjun ja Valtimon Femma – tutkimusalueiden automaattisilla seuranta-asemilla mitattiin metsänhakkuiden vaikutusta maaveden laatuun ja määrään. Tutkimusalueiden hakkuut ja maankäsittelyt oli tehty eri aikoina ja myöskin käsittely tavat vaihtelivat kevyestä äestyksestä äestykseen. Hakkuut olivat tapahtuneet 1990 – luvun puolessa välissä ja 2000 – luvun alussa. Automaattisella mittausasemalla seurattiin pohjaveden lämpötilaa, sähkönjohtavuutta (CS547, Campbell Sci.) ja pinnan korkeutta (PDCR1830, Druck Ltd). Kangasvaarassa automaattisessa seurannassa oli maaperän kosteus (CS616, Campbell Sci.) ja lämpötila (T107, Campbell Sci.).

Tulokset ja tarkastelu

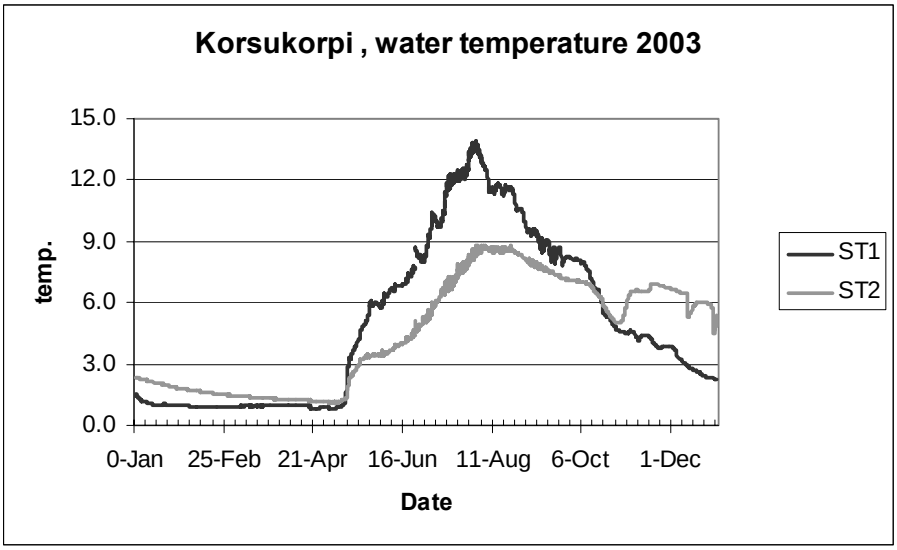
Kangasvaaran tutkimusalueella alkoi maan ja pohjaveden lämpötila nousta 3.5.2002 (2). Jo viikkoa aiemmin havaittiin pohjaveden sähkönjohtavuudessa kevätasulannan aiheuttama sähkönjohtavuuspiikki (Kuva 1.). Samanaikaisesti myös pohjaveden pinta nousi, jolloin alimmaisessa havainnointikerroksessa (80cm) huokostilat täyttyivät vedellä. Kangasvaarassa sähkönjohtavuuden muutos keväällä 2002 ei ollut huomattava, joka selittynee sillä, että Kangasvaaran hakkuu oli tapahtunut jo 1996. Voidaankin olettaa, että hakkuun aiheuttamat muutokset olivat tasaantuneet (2).



Kuva 1. Pohjaveden sähkönjohtavuus- ja maaperän vesipitoisuusmuutokset Kangasvaarassa 2002.

Korsukorven tutkimusalueella oli kaksi tutkimuskaivoa. Kevätsulanta ei aiheuttanut muutoksia pohjaveden sähkönjohtavuuteen. Seurannan aikana vuosina 2002-04 pohjaveden sähkönjohtavuus nousi kesäisin kaksinkertaiseksi ja palautui syksyisin perustasolleen noin 2ms/m. Tutkimusalueen molempien kaivojen pohjaveden lämpötilat nousivat 9-12 asteeseen (Kuva 2). Tämän perusteella

voidaan olettaa, että molemmat tutkimuskaivot edustivat hyvin pieniä vesialtaita. Vaikka pohjavesikaivot välimatka oli vain 30m, niin vesien lämpötilaerojen perusteella ne olivat eri vesialtaissa.

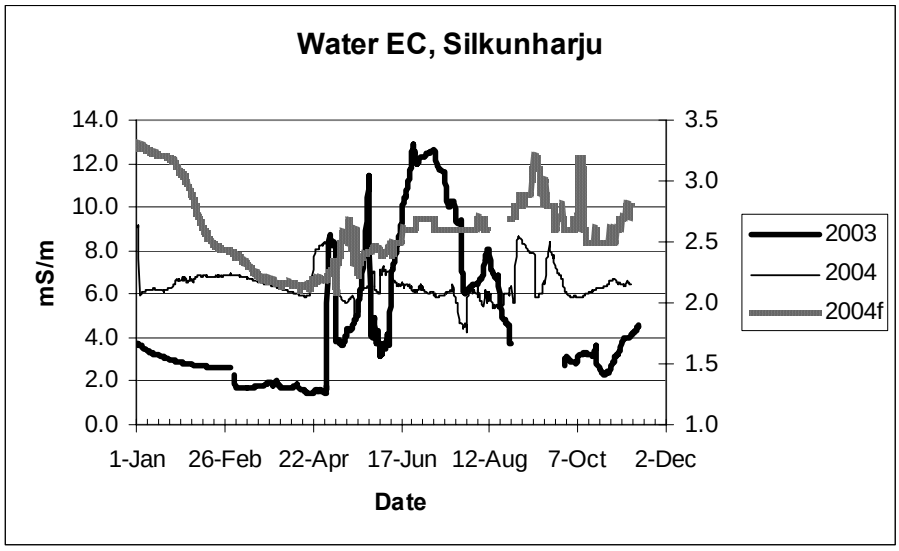


Kuva 2. Pohjaveden lämpötila kahdessa vierekkäisessä kaivossa. Kaivojen eroa 30 m.

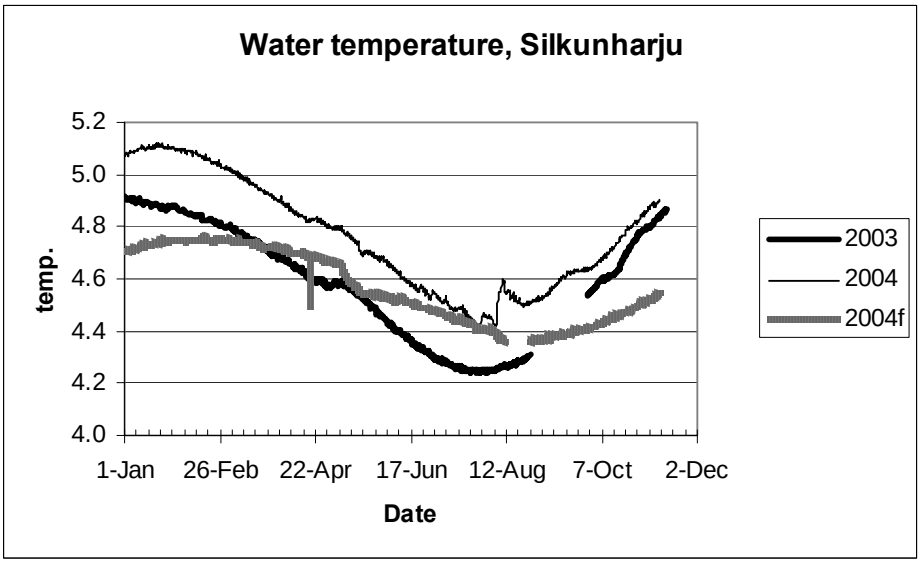
Silkunharjun pohjavesimuodostuma on laajin esitettävistä pohjavesimuodostumista. Tutkimusalueelle perustettiin seuranta-asema avohakkuualueelle vuonna 2003 ja sille referenssiseuranta käsittelemättömälle alueelle 2004. Myös tässä pohjavesimuodostumassa havaittiin vuoden 2003 kevätsulannan aiheuttama piikki pohjaveden sähkönjohtavuudessa (Kuva 3.). Koska veden liike harjumaassa on nopeaa, muutos on äkillinen, lyhytkestoinen ja huomattava. Kesän aikana pohjaveden sähkönjohtavuus on korkea, mikä johtuneen pohjaveden poikkeuksellisen matalasta tasosta keväällä 2003, jolloin pohjaveden kevätnousu on huuhdellut hapettuneita ioneja maa-aineksesta.

Vuoden 2004 kevätsulan aiheuttamat piikit ovat amplituditaan pieniä ja ne ovat nähtävissä sekä aukon- että metsäreferenssimittauksissa, mutta niillä on ajallinen ero. Pohjavesikaivojen lämpötilaa tarkasteltaessa (Kuva 4) havaitaan, että kaivojen lämpötilat käyttäytyvät poikkeavasti. Voidaan olettaa, että kaivot sijaitsevat eri vesialtaissa, joka selittäisi myös sähkönjohtavuuden muutoksen eri aikaisuuden.

Automaattisilla seuranta-asemilla voidaan todentaa sekä luonnollisia että ihmisen aiheuttamia vaikutuksia maaperään ja maaveteen. Seuraamalla maaperän kosteutta ja lämpötilaa saadaan tietoa kevätsulannasta, maan routimisesta ja veden liikkeistä. Nämä ovat tärkeitä tekijöitä, kun tutkitaan maaperän geokemiallisia reaktioita sekä aineiden ja veden kulkeutumista. Ei voida varmuudella todeta, että mitattu pohjaveden sähkönjohtavuuden nousu johtuu yksinomaan hakkuista tai metsämaan muokkauksesta, mutta kuitenkin on selvää, että lumen sulamisen aikoihin pohjaveteen huuhtoutuu ioneja, jotka nostavat pohjaveden sähkönjohtavuutta.



Kuva 3. Hakkuualueen pohjaveden sähkönjohtavuuden muutokset 2003, 2004 sekä 2004f (metsäreferenssi). Vuosi 2003 oikea ja 2004 vasen y-akseli.



Kuva 4. Vuosien 2003 ja 2004 pohjaveden lämpötilan muutokset hakkuu alueella sekä vuonna 2004 metsäreferenssissä (2004f).

Kirjallisuus

1. Finér, L., Ahtiainen, M., Mannerkoski, H., Möttönen, V., Piirainen, S., Seuna, P. & Starr, M. 1997. Effects of harvesting and scarification on water and nutrient fluxes. A description of catchments and methods, and results from the pretreatment calibration period. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 648. 38 s.
2. Penttinen, S., Nenonen, K., Saarelainen, J., Hänninen, P. 2003. Geophysical and geological studies of FEMMA – project. Raportti P31.4.037.

Estimating nitrogen transport after a partial clear-cut in a forested headwater catchment by using mathematical model (FEMMA)

Typen kulkeutumisen laskenta metsäisellä latvavaluma-alueella avohakkuun jälkeen

Ari Laurén[*1)], Leena Finér[1)], Harri Koivusalo[2)] and Teemu Kokkonen[2)]

[1)] Finnish Forest Research Institute, Joensuu Research Centre, Yliopistokatu 7, Box 68 FIN-80101 Joensuu, Finland
[2)]Laboratory of Water Resources, Helsinki University of Technology, Finland

Introduction

In pristine boreal forest ecosystems the cycle of nitrogen (N) is tight. Dissolved N brought into soil by deposition or by releasing in organic matter decomposition is efficiently taken up by trees, ground vegetation or microbes. Only a small proportion of N input to soil is lost with runoff to stream (1, 2). Disturbances, such as e.g. clear-cut, site preparation, fertilisation or increased N deposition, may increase N export to stream (e.g. 3). The increase in the stream N – with respect to pristine conditions - is usually caused by the elevated NO_3 export from the catchment, even though increased NH_4 export have also been reported (e.g. 4). Ultimately, the increased N export to the stream caused by clear-cutting is a consequence of changes in terrestrial N cycle following the harvest.

By using semi-distributed mathematical a model FEMMA, we studied the N processes following a partial clear-cut in a forested headwater catchment. We calculated fluxes of water and nitrogen fractions (ammonium, nitrate, dissolved organic N and dissolved total N as a sum of the former fractions) along a hillslope describing a forested first-order catchment. The aim of this study was to quantify the soil-related transport and storage of N after the clear-cut.

Material and methods

The Kangasvaara research site is a first-order, forested catchment (area 56 ha) located in eastern Finland (63º 51’ N, 28º 58’ E) (5). The catchment is mostly covered with mineral soil, which comprises 92 % of the total area, the rest being peatland surrounding the outlet stream of the catchment. The forest located on the mineral soil is dominated by an old-growth mixed coniferous stand dominated by Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karsten). In August - October 1996, 34 % of the land area was clear-felled by using “stem-only” method. The harvested area was divided into five different patches. Strips of untreated buffer zones were left between the stream and the clear-cut area.

Calculation tool FEMMA describes a forested first-order catchment as a two-dimensional simplification (6). In FEMMA, the major processes controlling the N transport leaving a catchment are modelled. The submodels associated with FEMMA describe hydrological processes, plant growth, N uptake, production of litter, decomposition of organic matter, N transport with surface and subsurface waters, retention of N in soils, immobilisation of N into litter and logging residues, nitrification, and denitrification. The catchment is described as a two-dimensional hillslope, which is a longitudinal section extending from a water divide into a stream and from the soil surface down to the bedrock surface. For calculation of the below-ground processes, the hillslope is divided into vertical columns, and the columns are subdivided into horizontal layers. The hillslope is selected in such a way that it is typical for the catchment and represents the average flowpaths of water and N inside the catchment.

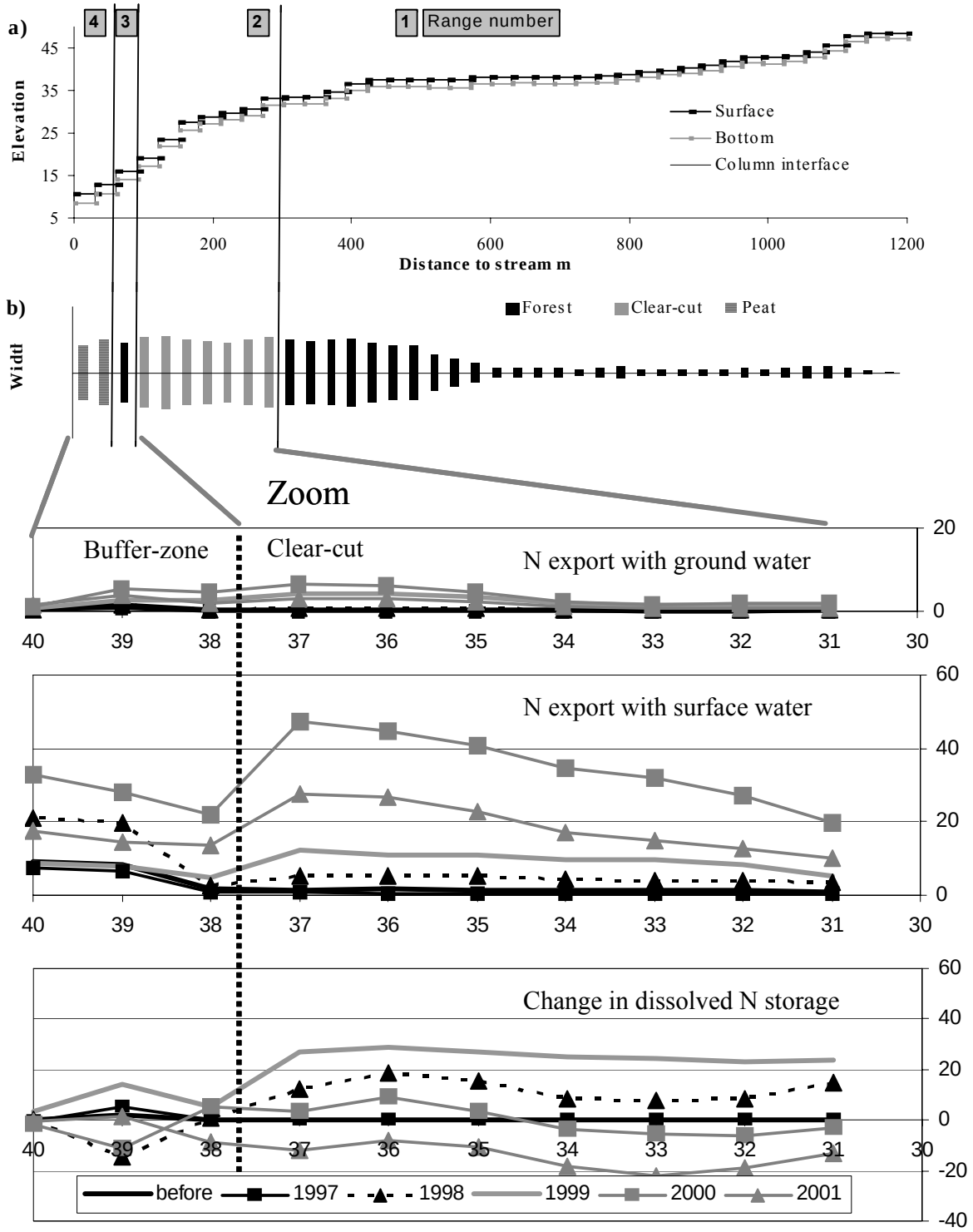


Fig. 1. The profile describing Kangasvaara catchment comprising of forest on mineral soil (Range 1 and 3), clear-cut on mineral soil (Range 2) and forest on peatland (Range 4). Annual nitrogen transport after the clear-cut from column to column and the change in soil storage for dissolved N, units in kg per hectare of a column. Note that the figures above cannot directly be compared with N loading to stream which is usually expressed as mass per area of the catchment.

Simulations were performed for the period from 1.1.1992 to 31.12.2001. For the outlet stream, we computed volume of runoff, concentrations and loads of N fractions (NO_3, NH_4 and DON). We computed also the annual N mass balance for the columns representing the clear-cut area and for the buffer zone between the harvested area and stream. In this study, we concentrated on fluxes transported with ground water and surface water and the dissolved N storages in the columns.

Results and discussion

For two years after the clear-cut, hardly any changes in the water transported N can be seen in the clear-cut area. First, the net mineralization of N from the logging residues is very low due to immobilisation of N to microbial biomass in soil. High rate of assimilation to soil after increased input of N has been presented also experimentally by e.g. Kjønaas *et al.* (7). During the second year, the storage on N in the soil increased (Fig. 1) and from the third year onwards, especially the N exported with surface water increased. The maximum N transport was reached in year 2000. The enhanced transport was probably a consequence of increased nitrification in clear-cut area, which peaked during 1999-2000. Concerning the N transport, we can see increase of N export towards downslope of the profile for the years 1999-2001. The export of N is two-fold in the downslope Column 37 compared the upslope Column 31. The buffer zone (Columns 38-40) decreased the N load originating from the clear-cut area. This was especially true for Column 38 consisting of mineral soil.

The storage of the dissolved N in the soil increased until year 1999 in the clear-cut area, after which it started to decrease. N storage in the buffer zone increased only during 1999, when also the storage in the clear-cut area reached the maximum. In many field trials, soil has been shown to be the major sink of N after increased N input into soil (e.g. 7).

However, the transported N fluxes were relatively small compared to other fluxes in the catchment. The calculations suggested that release from organic matter and deposition were the most important influxes of N to the system. After the clear-cut, the main outfluxes of N were uptake to surface vegetation and immobilisation to microbes. For two years after the clear-cut, the immobilisation was the biggest outflux in the clear-cut compartment. In the buffer zone between the clear-cut area and the stream, N uptake by trees and surface vegetation and immobilisation was increased after the clear-cut. Only a small fraction of N fluxes within the catchment was exported to stream. Most of the nitrate transport to stream took place with surface waters during the snow-melt episode. The episodic behaviour of N export to stream has been shown e.g. by Moldan and Wright (2).

Reference

1. Kortelainen, P., Saukkonen, S. and Mattsson, T. 1997. Leaching of nitrogen from forested catchments in Finland. Global Biogeochem. Cycles, 11: 627-638.
2. Moldan, F. and Wright, R. F., 1998. Changes in runoff chemistry after five years of N addition to a forested cathchent at Gårdsjön, Sweden. For. Ecol. Mgmt. 101: 187-197.
3. Ahtiainen, M and Huttunen, P. (1999) Long-term effects of forestry managements on water quality and loading in brooks. Bor. Environ. Res. 4: 101-114.
4. Bäumler, R. and Zech, W. Effects of forest thinning on streamwater chemistry on two forest watersheds in the Bavarian Alps. For. Ecol. Mgmt., 116: 119-128.
5. Finér, L., Ahtiainen, M., Mannerkoski, H., Möttönen, V., Piirainen, S., Seuna, P. and Starr, M., 1997. Effects of harvesting and scarification on water and nutrient fluxes. A description of catchment and methods, and results from the pre-treatment calibration period. Finnish Forest Research Institute, Research papers, 648, PP. 38
6. Laurén, A., Finér, L., Koivusalo, H., Kokkonen, T., Mannerkoski, H:, Palviainen, M., Piirainen, S. 2004. Application of a mathematical model (FEMMA) in assessing logging-induced nitrogen export through a peatland buffer zone. IN: Päivänen, J. (Ed.) Wise Use of peatlands. Volume 1. Volume 1. Proceedings of the 12th International Peat Congress. Tampere, Finland. pp. 451-457.
7. Kjønaas, O. J., Stuanes, A. O. and Huse, M. 1998. Effects of weekly nitrogen additions on N cycling in a coniferous forest catchment, Gårdsjön, Sweden. For. Ecol. Mgmt., 101: 227-249.

Maan rakenteen vaikutus vesitalouteen Lintupajun suojakaistakoekentällä – matemaattisen mallinnuksen ensimmäinen vaihe

Effect of soil structure on water balance in vegetative filter strips- first phase on the modeling study

Katri Rankinen[1)], Liisa Pietola[2)] ja Jaana Uusi-Kämppä[3)]

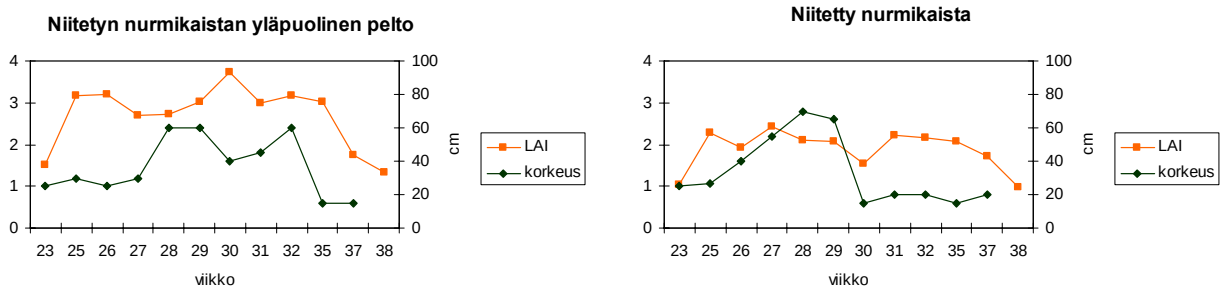
[1)] Suomen ympäristökeskus, Vesistöalueiden integroitu tutkimusohjelma, PL 140, 00251 Helsinki
[2)] Soveltavan kemian ja mikrobiologian laitos, PL 27, 00014 Helsingin yliopisto
[3)] MTT, Ympäristöntutkimus, Maaperä ja ympäristö, 31600 Jokioinen

Johdanto

Lintupajun suojakaistakoekentällä (0,76 ha) on tutkittu vuodesta 1991 lähtien 10-metrin levyisten suojakaistojen kykyä vähentää sekä eroosiota että fosforin ja typen määriä pintavalumassa (1). Savimaalle perustetulla koekentällä on kolme erilaista suojakaistaa: 1) niitetty nurmikaista ja 2) luonnonvaraisia lehtipuita, pensaita ja heiniä kasvava luonnonkaista, jota ei ole niitetty, ja 3) laidunkaista, jota 3 - 5 nautaa on laiduntanut kesällä vuosina 2003 - 2004. Naudat ovat päässeet sekä laitumelle että kahdelle laidunnetulle suojakaistalle noin kuudeksi viikoksi vuosittain. Matemaattisen mallin (2) COUP (Coupled heat and mass transfer model for soil-plant-atmosphere system) avulla pyritään tekemään synteesi mittaustuloksista sekä tarkastelemaan typen kiertoa eri suojakaistoilla ja varsinaisella peltoalueella. Tässä esityksessä kerrotaan kentällä tehdystä kokeellisesta tutkimuksesta sekä kuvataan mallinnustyön ensimmäinen vaihe, jossa maan rakenteen ja kasvillisuuden mitattujen ominaisuuksien perusteella mallinnettiin suojakaistojen hydrologiset ominaisuudet ja laskettiin suojakaistojen vesitase vuosina 2002 ja 2003.

Aineisto ja menetelmät

Koeruutujen pintavalumasta määritettiin haihdutusjäännös, liukoinen fosfori ja typpi sekä kokonaisfosfori ja -typpi. Laidunalueelta ja suojakaistoilta otettiin maanäytteitä, joista määritettiin mm. maan helppoliukoinen fosfori ja typpi, mikrobibiomassahiili ja -typpi, aerobinen ja anaerobinen nettomineralisaatio sekä potentiaalinen nitrifikaatio ja denitrifikaatio. Näiden lisäksi mitattiin kasvuston lehtialaindeksi (Kuva 1.), korkeus ja kuiva-ainesato sekä maan kosteus että



Kuva 1. Vuosittain niitetyn nurmikaistan (oikealla) ja sen viereisen pellon (vasemmalla) lehtialaindeksi LAI sekä kasvuston korkeus (cm) vuonna 2003. Huom. viikkoakseli ei tasavälinen.

typpioksiduulipäästöt. Vuosittain niitetyn nurmikaistan ja sen yläpuolisen pellon lajitekoostumus on esitetty taulukossa 1.

Taulukko 1. Peltoruudun 4 lajitekoostumus

Syvyys	Sa	HHs	KHs	HHt	KHt	HHk	KHk
0 - 10 cm	67	9	10	11	3	0	0
10 - 20 cm	82	6	6	6	0	0	0
20 - 40 cm	66	9	2	5	9	6	3
40 - 60 cm	85	4	6	3	0	0	2

Vedenjohtavuus ja huokoisuus määritettiin vuosittain niitetyllä nurmikaistalla sekä siihen rajoittuvalla pellolla kasvukauden alussa 2002. Maan infiltraatio mitattiin läpimitaltaan 80 cm:n renkailla kunnes infiltraatio vakiintui vastaamaan kyllästetyn maan vedenjohtavuutta. pF-näytteet (V=200 cm^3) otettiin 0 - 5 cm:n, 10 - 15 cm:n, 20 - 25 cm:n sekä 30 - 35 cm:n syvyyksistä. Lieriöiden suurten huokosten tilavuuksia tutkittiin alipainemenetelmällä matriisipotentiaalissa 1 kPa (huokoskoko 300 µm) ja ylipaineella 10 kPa:ssa (huokoskoko 30 µm). Kasvukauden alkua vastaava juuritiheys määritettiin suojavyöhykkeen ja pellon kerrosnäytteistä (V=400 cm^3) erikseen pestyjen juurien kuva-analyysillä 0 - 10 cm:n, 10 - 20 cm:n sekä 20 - 30 cm:n syvyydeltä. Suojakaistan vedenpidätyskäyrä on esitetty taulukossa 2 ja mitatut juuritiheydet taulukossa 3.

Taulukko 2. Mitattu vedenpidätyskäyrä niitetyllä nurmikaistalla

Syvyys	pF0 (% v/v)	pF1 (% v/v)	pF2 (% v/v)	pF3 (% v/v)
0 - 5 cm	54,6	47,7	45,2	41,5
10 - 15 cm	48,7	45,6	44,3	39,9
20 - 25 cm	47,8	45,4	44,4	41,2
30 - 35 cm	46,0	43,9	42,9	40,6

Taulukko 3. Mitatut juuritiheydet ja -paksuudet niitetyllä nurmikaistalla huhtikuussa 2002

Syvyys	juuritiheys (cm cm^{-3})		paksuus (µm)	
	suojakaista	Pelto	suojakaista	pelto
0 - 10 cm	13,95	0,73	251	237
10 - 20 cm	6,84	0,41	260	230
20 - 30 cm	3,72	0,9	271	257

Matemaattisen COUP-mallilla tarkasteltiin veden kiertoa ja kulkeutumista kolmella eri suojakaistalla ja niiden yläpuolisella pellolla 60 cm syvyyteen asti. COUP-malli on dynaaminen, prosessipohjainen malli, joka laskee veden ja lämmön vuon sekä typen ja hiilen kierron maaprofiilissa. Vuosittain niitetyn nurmikaistan vedenpidättyminen laskettiin lajitekoostumuksen, mitattujen pF-arvojen ja infiltraation perusteella. Muut lohkot laskettiin pelkän lajitekoostumuksen perusteella käyttäen Brooks & Corey -yhtälöä.

Veden virtaus maamatriisissa laskettiin Darcy'n lailla

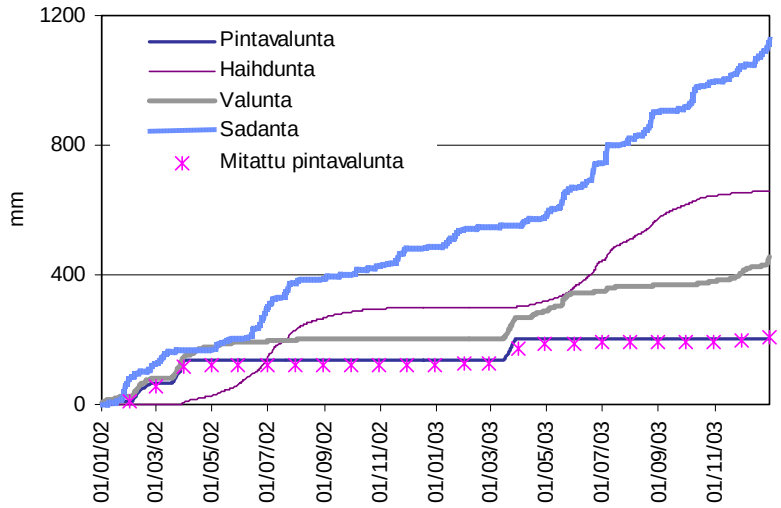
$$q_w = -k_w\left(\frac{\partial \psi}{\partial z} - 1\right) - D_v \frac{\partial c_v}{\partial z} + q_{bypass}$$

missä z on kerroksen syvyys, k_w kyllästymättömän kerroksen vedenjohtavuus, c_v vesihöyryn konsentraatio maan ilmassa, D_v diffuusio ja q_{bypass} makrohuokosten kautta tapahtuva virtaus. Makrohuokosten kautta tapahtuva virtaus lasketaan maassa liikkuvan kokonaisvesimäärän erotuksena silloin kun infiltraationopeus maan pinnassa on yli tietyn raja-arvon. Potentiaalinen haihdunta laskettiin Penman-Monteithin yhtälöllä. Todellista haihduntaa laskettaessa otettiin huomioon kasvien kasvu, mm. lehtialaindeksi ja kasvien juuristosyvyys.

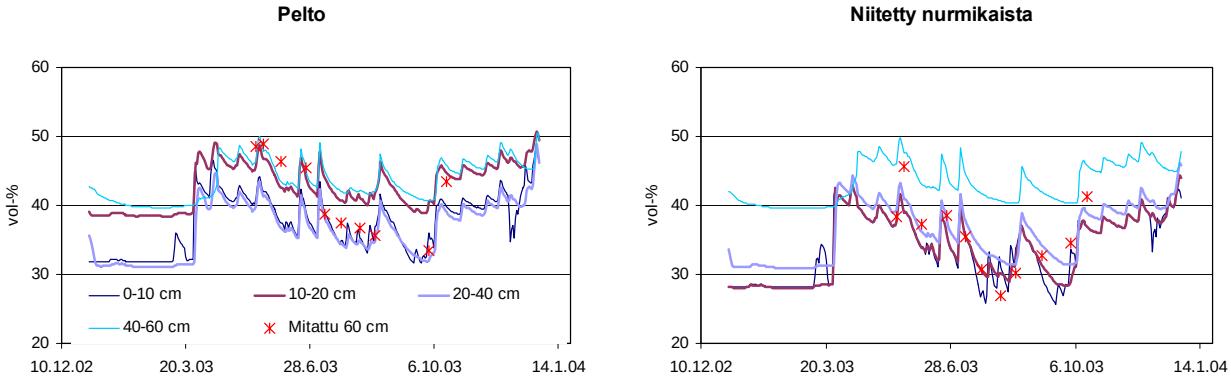
Tulokset ja niiden tarkastelu

Pintavalunnan mallintaminen savimaassa onnistui vasta, kun makrohuokosten kautta tapahtuva oikovirtaus oli otettu huomioon. Mitattu ja mallinnettu pintavalunta vuosittain niitetyltä nurmikaistalta ja sen yläpuoliselta pellolla on esitetty kuvassa 2. Mitattu ja mallinnettu maankosteus sekä nurmikaistalla että pellolla on esitetty kuvassa 3. Nurmikaistan pienempää maankosteutta erityisesti pintakerroksissa selittää sekä suurempi juuritiheys että tiheämpi ja korkeampi kasvusto. Kahden vuoden kumulatiivinen haihdunta suojakaistalta oli 40 mm suurempi kuin pellolta. Maan hydrologisten ominaisuuksien onnistunut mallintaminen antaa hyvän pohjan työn seuraavalle

vaiheelle, eli typen prosessien mallintamiselle.



Kuva 2. Hydrologinen tase sekä mitattu ja mallinnettu pintavalunta lohkolta 4 (pelto ja niitetty nurmikaista)



Kuva 3. Mitattu ja mallinnettu maan kosteus nurmikaistalla (oikealla) ja sen yläpuolisella pellolla (vasemmalla)

Kirjallisuus

1. Uusi-Kämppä, J., Kilpinen, M. 2000. Suojakaistat ravinnekuormituksen vähentäjänä. Maatalouden tutkimuskeskuksen julkaisuja. Sarja A 83: 49 p. + 2 app.
2. Jansson, P.-E. ja Karlberg L. 2001. Coupled heat and mass transfer model for soil-plant-atmosphere systems. TRITA-AMI Report 3087, Poyal Institute of Technology, Stockholm.

Suorakylvetty pelto: ekosysteemi-insinöörin työmaa

Ecosystem engineers till direct drilled soil

Laura Alakukku* ja Visa Nuutinen

MTT (Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus), Ympäristöntutkimus, Maaperä ja ympäristö, E-talo, 31600 Jokioinen

Johdanto

Suorakylvössa kasvusto perustetaan suoraan esikasvin sänkeen ilman erillistä muokkausta. Suorakylvetty peltoala on kasvanut nopeasti. Vuosina 2002-2004 se kasvoi 30 000 hehtaarista lähes 150 000 hehtaariin (1). Alan ennustetaan kasvavan edelleen. Viljelijät tavoittelevat suorakylvöön siirtymisellä ensisijaisesti kustannus- ja työaikasäästöä. Niiden ohella heitä ja ympäristöhallintoa kiinnostaa suorakylvön vaikutus maan rakenteeseen ja peltoviljelyn vesistö- ja kasvihuonekaasukuormituksen vähentämiseen.

Muokattaessa maan luontainen rakenne rikotaan. Samalla siihen muodostuu makrohuokosia ja maan pinnan epätasaisuus lisääntyy. Suorakylvössä maata muokkaavat mekaanisesti vain kylvökoneen vantaat. Siinä maan omien toimintojen on muodostettava ja ylläpidettävä rakennetta. Monien tutkimusten mukaan ruokamultakerroksessa suorakylvetty maa on tiiviimpää ja siinä on vähemmän makrohuokosia kuin muokatussa maassa (esim. 2). Muokkauksen keventäminen on kuitenkin parantanut makrohuokosten jatkuvuutta jankon ja ruokamultakerroksen rajapinnassa (2, 3). Etenkin lierokäytävät ovat tärkeitä jatkuvia huokosia (3), joita myöten vesi voi imeytyä nopeasti maahan niinsanottuna oikovirtauksena. Tästä syystä on tärkeä tietää, miten suorakylvöön siirtymisen aiheuttama elinolojen muutos vaikuttaa lierojen määrään ja toimintaan maassa. Suomen oloissa erityisesti kastelieron (*Lumbricus terrestris* L.) on havaittu hyötyneen kevennetystä muokkauksesta (4).

Suomessa suorakylvetyn maan huokostoa ja vedenliikkeitä siinä sekä lierojen vaikutusta mainittuihin ilmiöihin on tutkittu vähän. Tässä esiselvityksessä tutkittiin pitkäaikaisen suorakylvön vaikutusta maan rakenteeseen ja lierojen esiintymiseen (5). Tavoitteena oli: 1) verrata suorakylvetyn ja kynnetyn maan makrohuokostoja sekä veden virtausta niissä, ja 2) selvittää suorakylvön vaikutusta lieroihin ja lierojen merkitystä maan huokoistumiselle.

Aineisto ja menetelmät

Hankkeessa tutkittiin neljä viljanviljelyssä ollutta lohkoparia. Toista parin lohkoista oli suorakylvetty 7-17 vuotta ja toista kynnettiin samaan aikaan. Lohkoparit 1-3 sijaitsivat Säkylän Pyhäjärven valuma-alueelta (5), jossa maan kivennäisaineksen lajitejakaumassa oli savesta (hiukkaskoko < 0,002 mm) 0-60 cm:ssa 0,12-0,22 g g^{-1}. Parin 1 maalaji oli hieno hieta ja parien 2 ja 3 hiue. Lohkopari 4 oli Suomen ympäristökeskuksen pintavaluntakentällä Aurajoen varressa ja sen maalaji oli 0-20 cm:ssa vähämultainen hiuesavi (savesta 0,33 g g^{-1}) ja sitä syvemmällä hiesu- tai aitosavi (savesta 0,42-0,61 g g^{-1}) (5,6) .

Kultakin lohkolta valittiin suorakaiteen muotoinen alue mittauksiin ja näytteenottoon. Alueen koko oli 12x35 - 25x70 m^2. Alueelta valittiin satunnaisesti 9 kooltaan n. 3 m^2:n mittaus- ja näytteenottokohtaa (5). Pyhäjärven lohkoilla operoitiin syksyllä 2002 ja Aurajoen alueella keväällä 2003.

Maan rakenteen määrittämiseksi kultakin lohkolta otettiin viisi (paikat 1,3,5,7 ja 9) häiriintymätöntä maanäytettä (halkaisija 15 cm, syvyys 55 cm). Kynnetyt lohkot muokattiin ennen näytteenottoa. Laboratoriossa määritettiin kyllästetyn maan vedenjohtavuus (K_{sat}) constant head –menetelmällä ja makrohuokosten tilavuusosuus (7). Tämän jälkeen näytteiden pinnalle kaadettiin litra väriainetta veden kulkureittien tutkimiseksi. Värjätyt näytteet katkaistiin kolmeen osaan: ruokamultakerros,

jankko ja pohjamaa. Leikkauspintojen huokoset avattiin murtamalla puukolla näytteen pintaan luontainen mururakenne ja imuroimalla irtonaiset murut pois. Osanäytteiden alapinnalta laskettiin lierokäytävien lukumäärä (5). Lierokäytäviksi luokiteltiin halkaisijaltaan 2 mm tai suuremmat sylinterinmuotoiset huokoset. Osanäytteistä määritettiin K_{sat} ja makrohuokostilavuus (7). Lopuksi näytteet halkaistiin pituussuunnassa ja maan rakenne eri syvyyksissä luokiteltiin visuaalisesti (5).

Lieromäärityksiin lohkoilta kerättiin näytteet kohdista 1-9. Niissä tutkimusmenetelmänä oli yhdistetty kemiallinen näytteenotto ja maanäytteen käsinlajittelu (5, 8). Kemiallisessa näytteenotossa käytettiin sinappiliuosta. Sinappinäytteenoton päätyttyä 0,5 m^2:n alan keskeltä otettiin lapiolla 20x20x20 cm^3:n suuruinen maanäyte, josta lierot käsinlajiteltiin laboratoriossa (5). Lierolajit tunnistettiin ja yksilöiden tuorepaino määritettiin. Sinappi- ja maanäytteiden perusteella laskettiin arvio lierojen kokonaislukumäärälle ja massalle neliömetrillä.

Tulokset ja tarkastelu

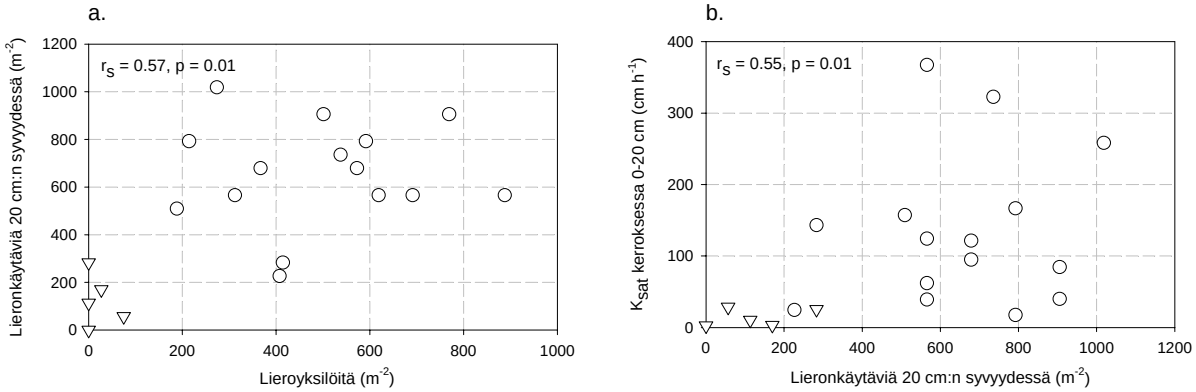
Ruokamultakerroksessa suorakylvetyn maan mururakenne oli selvästi tiiviimpi kuin kynnetty maa, mikä vastasi aiempia tutkimustuloksia (esim. 2). Tiiveys ei ole välttämättä haitallista, koska se parantaa maan kantavuutta. Suorakylvömenetelmän onnistumisen edellytys on kuitenkin se, että tiiviissä maassa on riittävästi makrohuokosia. Tulosten mukaan kynnetyn maan makrohuokosto oli keskimäärin suurempi kuin suorakylvetyn sekä koko 0-53 cm:n näytteessä (halkaisijaltaan > 0,1 mm) että myös eri maakerroksissa (halkaisija > 0,3-0,4 mm). Tämä tuki aiemmin kivennäismaiden muokkauskerroksesta tehtyjen mittausten tuloksia (2).

Tulosten mukaan suorakylvöön siirtyminen ei parantanut kyllästetyn maan vedenjohtavuutta. Mallitettaessa salaojaston toimintaa ja tarkasteltaessa veden valuntasuhteita sadesimuloinnissa todettiin, että suorakylvö ei selkeästi vähentänyt pintavalunnan riskiä (5). Eroosion torjunnan sekä maa-aineksen ja fosforin suodattumisen kannalta olisi kuitenkin tärkeää, että vesi imeytyy maahan eikä valu vesistöön pintaa pitkin.

Lieroaineisto käsitti 1 935 yksilöä, joista 82 % oli peräisin suorakylvetystä ja 18% kynnetystä maasta. Pyhäjärven valuma-alueen lohkopareilla lierojen kokonaisrunsaus oli suorakylvetyssä maassa aina korkeampi kuin kynnetyssä maassa. Lierojen tiheys oli suorakylvetyssä maassa hyvin korkea, keskimäärin 350-560 yksilöä m^{-2}. Aurajoen valuntakenttällä lierojen tiheys oli hyvin pieni (alle 50 yksilöä m^{-2}). Siellä lieromäärissä ei ollut muokkaustapojen välillä eroa.

Suorakylvetyssä maassa lähes 60 % yksilöistä oli epigeeisiä lajeja (esim. onkiliero) sekä kastelieroja, endogeeisten lajien (esim. peltoliero) osuuden ollessa noin 40 %. Kynnetyssä maassa tilanne oli selkeästi päinvastainen: endogeeisten lajien osuus oli lähes 90 % ja muiden lierojen noin 10 %. Ero kuvastaa maan pinnan korjuutähteitä ravinnokseen käyttävien lajien osuuden kasvua suorakylvössä, mikä etenkin kastelieron osalta vastaa aiempia tuloksia.

Suorakylvetyssä maassa oli keskimäärin enemmän lierokäytäviä 20 senttimetrissä kuin kynnetyssä. Suorakylvetyissä karkeissa maissa (lohkot 1-3) oli värjäytyneitä käytäviä 35 cm:iin asti keskimäärin enemmän kuin kynnetyssä maassa. Näytteet värjättiin ennen katkaisua, joten värjäytyneet lierokäytävät olivat pinnasta jatkuvia tai ne olivat verkostoituneet muiden makrohuokosten kanssa siten, että väri pääsi kulkeutumaan alaspäin. Lierokäytävien osuus makrohuoksotilavuudesta oli yleensä pieni, alle 0,6 m^3 100m^{-3} vastaten aiempia tutkimustuloksia savimailta (esim. 9). Silti niiden vaikutus mm. kyllästetyn maan vedenjohtavuuteen voi olla suuri (3).



Kuva 1. Lieroaktiivisuuden sekä maan huokosrakenteen ja vedenläpäisevyyden yhteisvaihtelu suorakylvetyssä maassa. a) Lierojen yksilömäärä ja lieronkäytävien määrä 20 cm:n syvyydessä. b) Lieronkäytävien määrä 20 cm:n syvyydessä ja pintamaan (0-20 cm) laboratoriossa mitattu kyllästetyn maan vedenjohtavuus (K_{sat}) . (N=20; ympyrät = Pyhäjärven alueen lohkot; kolmiot = Aurajoen valuntakenttä; r_s = Spearmanin korrelaatiokerroin).

Koko aineistoa tarkasteltaessa lieronkäytävien määrä kasvoi suorakylvettyjen lohkojen kaikissa maakerroksissa lierorunsauden kohotessa (esimerkki kuvassa 1a). Kynnetyssä maassa ei havaittu vastaavaa, johdonmukaisesti positiivista korrelaatiota. Kun lieronkäytäviä oli maassa vähän, oli maan veden läpäisevyys heikko. Esimerkiksi suorakylvetyn maan kahdessa ylimmässä maakerroksessa (0-20 ja 20-35 cm) laboratoriossa mitattu K_{sat} kasvoi lierojen käytävien tiheyden noustessa, joskaan korrelaatio ei ollut kovin voimakas (kuva 1b). Vastaava positiivinen suhde havaittiin myös kynnetyssä maassa 20-35 cm:n syvyydessä. Sekä kynnetyssä että suorakylvetyssä maassa värjäytyneiden lierokäytävien ja kyllästetyn maan vedenjohtavuuden välillä oli selvä positiivinen korrelaatio ruokamultakerroksen alapuolella (mittaukset kokonaiselle maanäytteelle (0-53 cm) sekä keskikerrokselle (20-35 cm)).

Kirjallisuus

1. Suorakylvöopas. 2004. Alakukku, L., Míkkola, H. ja Teräväinen, H. (toim.). ProAgria Maaseutukeskusten liitto ja MTT (Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus), Tieto tuottamaan 107. 96 p.
2. Schjønning, P. ja Rasmussen, K.J. 2000. Soil strength and soil pore characteristics for direct drilled and ploughed soils. Soil & Tillage Research 57: 69-82.
3. Pitkänen J. & Nuutinen V. 1998. Earthworm contribution to infiltration and surface runoff after 15 years of different soil management. Applied Soil. Ecology 9: 411-415.
4. Nuutinen V. (1992) Earthworm community response to tillage and residue management on different soil types in southern Finland. Soil & Tillage Research 23: 221-239.
5. Alakukku, L., Turtola, E.,Ventelä, A-M., Nuutinen, V., Aura, E. ja Uusitalo, R. 2004. Suorakylvön soveltuvuus vesiensuojelutyöhön – esiselvitys. Pyhäjärvi-Instituutin julkaisuja Sarja A nro 28. 92 p. ISBN 952-9682-33-6. ISSN 0789-922x.
6. Puustinen, M., Koskiaho, J. ja Peltonen, K. 2004. Influence of cultivation methods on suspended solids and phosphorus concentrations in surface runoff on sloped fields. Agric., Ecosystems & Environment. In print
7. Aura, E. 1990. Salaojien toimivuus savimaassa. Maatalouden tutkimuskeskus, Tiedote 10/90. Jokioinen: Maatalouden tutkimuskeskus. 93 p.
8. Baker, G.H. ja Lee, K.E. 1993. Earthworms. Teoksessa: M.R. Carter (toim.) Soil Sampling and Methods of Analysis. Lewis Publishers, Boca Raton. pp. 359-371
9. Alakukku, L. 1998. Properties of compacted fine-textured soils as affected by crop rotation and reduced tillage. Soil & Tillage Research 47: 83–89.

Makrohuokoston ja lierojen esiintyminen rinteisellä, salaojitetulla savimaalla

Soil macroporosity and earthworm abundance in relation to field slope and subsurface drainage pattern on a clay soil

Laura Alakukku* ja Visa Nuutinen

MTT (Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus), Maaperä ja ympäristö, E-talo, 31600 Jokioinen

Johdanto

Maan kuivuminen on savimaissa muru- ja huokosrakenteen muodostumisen perusedellytys. Maannostutkimuksen yhteydessä on todettu, että salaojitus on vaikuttanut ratkaisevasti suomalaisten savimaiden kehitykseen kuivattaessaan maata syvemmältä kuin se luonnontilaisessa savimaassa olisi todennäköisesti tapahtunut eli noin metrin syvyyteen (1). Tätä tukee myös havainto, jonka mukaan pitkään salaojitettuina olleiden, raskaasti tiivistettyjen savimaiden pohjamaan makrohuokosto oli samaa suuruusluokka tai suurempi kuin pitkään veden vaivaamien savimaiden, joita ei tiivistetty raskaasti (2, 3). Lierot ovat yksi maan makrohuokostoon vaikuttava tekijä. Hietasavimaalla oli salaojakaivannon kohdalla kastelieroja yksilömääränä mitattuna kaksi kertaa enemmän ja tuorepainona mitattuna viisi kertaa enemmän kuin salaojien välissä (4). Lierojen esiintyminen voi siten olla yksi maan rakenteen ja salaojituksen vuorovaikutuksen indikaattori. Vaikka salaojituksella oletetaan olevan myönteinen vaikutus maan huokosrakenteen muodostumiseen, aihetta on tutkittu toistaiseksi vähän. Tämän tutkimuksen tavoitteena oli selvittää, miten etäisyys salaojasta vaikuttaa savimaan makrohuokostoon ja lierojen esiintymiseen rinteisellä lohkolla. Huokosrakenteen vaikutusta ravinteiden huuhtoutumiseen lohkolta käsitellään julkaisussa (5).

Aineisto ja menetelmät

Kahden hehtaarin kokoinen koealue oli Teknillisen korkeakoulu Kirkkonummella sijaitsevalla huuhtoutumiskentällä (5). Vuonna 1951 salaojitetun koealueen maalaji oli hiesusavi/aitosavi (very fine Aeric Cryaquept, Taulukko 1). Sen keskimääräinen kaltevuus oli 4 %. Ojaväli oli noin 13 m. Pelto oli ollut viljan viljelyssä viimeiset 10 vuotta. Syksystä 1999 lähtien koealue oli sänkimuokattu 15 cm:n syvyyteen.

Taulukko 1. Koealueen maan orgaanisen hiilen määrä ja saveksen pitoisuus salaojien 1-4 puolivälissä. Oja 1 oli rinteen yläosassa ja oja 4 alaosassa. (keskiarvo, n=3-5)

	Orgaaninen hiili, g g^{-1}				Saves, g g^{-1}				Hiesu, g g^{-1}			
Syvyys , cm	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
0-25	0,0261	0,0263	0,0233	0,0308	0,51	0,45	0,40	0,51	0,25	0,29	0,32	0,28
25-45	0,0082	0,0070	0,0106	0,0111	0,70	0,62	0,50	0,53	0,18	0,22	0,30	0,29
45-65	0,0035	0,0031	0,0045	0,0025	0,84	0,75	0,69	0,58	0,12	0,16	0,21	0,28
65-80	0,0038	0,0031	0,0048	0,0020	0,83	0,83	0,83	0,57	0,14	0,13	0,10	0,30

saves, hiukkaskoko < 0,002 mm; hiesu 0,002-0,02 mm

Syksyllä 2001 lohkolta otettiin häiriintymättömät maanäytteet (halkaisija 15 cm, korkeus 50 cm) makrohuokosmäärityksiin neljän salaojan alueelta. Salaojat olivat rinteen poikki ojan 1 ollessa rinteen yläosassa ja ojan 4 sen alaosassa. Näytteet otettiin kaikkiaan 16 kohtaa siten, että jokaisesta kohdasta otettiin näyte salaojan päältä ja salaojien puolivälistä. Samoista kohdista määritettiin lierojen runsaus yhdistetyllä sinappi/käsinlajittelu –menetelmällä. Maanäytteistä määritettiin laboratoriossa kyllästetyn maan vedenjohtavuus ja makrohuokosto (halkaisija > 0,03 mm) kolmesta kerroksesta: ruokamultakerros, jankko ja pohjamaa (0-23, 23-38 ja 38-50 cm). Lisäksi näytteiden pohjasta laskettiin lierokäytävien (halkaisijaltaan ≥ 2 mm sylinterin muotoinen huokonen) ja juurikanavien (halkaisija < 2 mm) lukumäärä. Lieroista määritettiin laji ja yksilöiden tuorepaino.

Tulokset ja tarkastelu

Taulukossa 2 on esitetty ojittain keskimäärinen kyllästetyn maan vedenjohtavuus (K_{sat}), makrohuokoisuus ja biohuokostiheys eri maakerroksissa sekä lierojen lukumäärä ja tuorepaino. Maan ominaisuuksien spatiaalinen vaihtelu lohkolla oli suurta sekä muokkauskerroksessa että pohjamaassa. Lukuunottamatta juurikanavia, kaikkien maasta mitattujen ominaisuuksien arvo pieneni tilastollisesti merkitsevästi mittaussyvyyden syvetessä. Juurikanavia oli 38 cm:n syvyydessä tilastollisesti merkitsevästi enemmän kuin muissa mittauskerroksissa. Lierokäytävien määrä oli keskimäärin salaojan päällä suurempi kuin ojavälissä. Tulokset viittasivat myös siihen, että lierokäytävien pinta-alan osuus näytteen kokonaisalasta oli 38 cm:ssa ojan päällä suurempi kuin ojien välissä.

Kentällä esiintyi neljä lierolajia: pintamaassa elävät peltoliero (*Aporrectodea caliginosa*, > 90 % havaituista yksilöistä) ja multaliero (*A. rosea)*, syvälle kaivautuva kasteliero (*Lumbricus terrestris)* sekä pintakarikkeessa elävä onkiliero (*L. rubellus)*. Salaojien sijainti vaikutti lierojen esiintymiseen. Yksilöiden totaalimäärän ollessa ojan päällä yleensä suurempi kuin ojavälissä. Kastelieroja esiintyi seitsemassä näytepisteessä ja vain yksi niistä oli ojalinjojen puolivälissä. Tämä tuki aiempia tuloksia, joiden mukaan kastelieroja oli hietasavimaassa enemmän salaojien kohdalla kuin niiden välissä (4).

Makrohuokosmäärityksiä lukuunottamatta rinteen yläosassa (oja 1) mitatut arvot olivat pienempiä kuin rinteen alaosassa (oja 4) (Taulukko 2). Tähän saattaa vaikuttaa maan savespitoisuuden pieneneminen rinteen yläosasta alaosaan siirryttäessä (Taulukko 1).

Taulukko 2. Kyllästetyn maan vedenjohtavuus (K_{sat}), makrohuokosto, lierokäytävien (≥ 2 mm) ja juurikanavien (< 2 mm) lukumäärä sekä lierojen esiintymineen suhteessa salaojaan eri ojalinjojen kohdalla. (n=3-5)

	Syvyys,	Ojan päällä				Ojien puolivälissä			
Mittaus	cm	1	2	3	4	1	2	3	4
K_{sat} , cm h^{-1}									
	0-23	20,9	13,1	12,3	3,78	6,56	36,5	10,3	4,67
	23-38	2,88	14,2	3,33	17,8	0,2	2,04	9,2	10,3
	38-50	0,002	0,005	0,03	6,89	0,01	0,004	0,06	0,02
Makrohuokoset >									
0,03 mm,	0-23	5,6	4,8	4,8	3,6	5,1	5,5	4,8	5,2
m^{-3} $100m^{-3}$	23-38	2,0	2,5	3,0	2,3	3,1	1,8	2,6	3,3
	38-50	1,6	2,0	1,5	1,7	1,8	1,5	1,3	2,0
Lierokäytäviä, m^{-2}	23	260	594	538	415	181	354	580	641
	38	124	311	410	453	34	113	269	94
	50	0	14	57	132	0	28	14	19
Juurikanavia, dm^{-2}	23	206	388	339	302	181	259	415	313
	38	322	596	719	602	305	435	1095	698
	50	194	430	493	478	200	254	420	392
Lieroja m^{-2}		57	113	202	136	34	92	155	156
Lieroja, g m^{-2}		8,7	18,1	55,3	18,6	6,9	12,4	26,3	26,9

Luvut ovat ojalinjan mittausten keskiarvoja

Kirjallisuus

1. Yli-Halla, M., Mokma, D. ja Wilding, L. 2002. Suomen viljelymaiden pedologisia piirteitä ja maannoksia. Julkaisussa: Maataloustieteen Päivät 2002. A. Happonen (toim.). Suomen Maataloustieteellisen Seuran julkaisuja no. 18. http://www.agronet.fi/maataloustieteellinenseura/julkaisut/esit/26ylihalla.pdf.
2. Alakukku, L. 1997. Long-term soil compaction due to high axle load traffic. Agricultural Research Centre of Finland. Academic Dissertation. 55 p. ISBN 951-729-485-9.
3. Aura, E. 1990. Salaojien toimivuus savimaassa. Maatalouden tutkimuskeskus. Tiedote 10/90. Jokioinen: Maatalouden tutkimuskeskus. 93 p. ISSN 0359-7652.
4. Nuutinen, V., Pöyhönen, S., Ketoja, E., Pitkänen, J. 2001. Abundance of the earthworm *Lumbricus terrestris* in relation to subsurface drainage pattern on a sandy clay field. European Journal of Soil Biology 37: 301-304.
5. Paasonen-Kivekäs, M., Koivusalo, H., Karvonen, T., Hintikka, S., Vakkilainen, P., Alakukku, L., Nuutinen, V. and Uusitalo, R. 2003. Implications of macropores on nutrient transport to subsurface drains in a Finnish clayey field. Proc. of Nordic Association of Agricultural Scientists 22nd Congress "Nordic Agriculture in Global Perspective", July 1-4 2003, Turku, Finland. p. 345.

Long-term effects of site preparation on water-retention characteristics of forest soil in Finnish Lapland

Maanmuokkauksen pitkäaikaiset vaikutukset metsämaan vedenpidätyskykyyn Lapissa

Juha Heiskanen[* 1)], Kari Mäkitalo[2)] and Juha Hyvönen[2)]

Finnish Forest Research Institute, [1)]Suonenjoki Research Station, Juntintie 154, FI-77600 Suonenjoki, [2)] Rovaniemi Research Station, Eteläranta 55, FI-96300 Rovaniemi

Introduction

Site preparation is commonly used with reforestation in Finnish Lapland since it reduces the high soil water content and increases the low soil temperatures in planting spots, thus improving the reforestation prerequisites. However, environmental aspects of site preparation, such as possible changes in surface-water runoff as well as in soil density and aeration, are often addressed. The use of heavy, site-preparation machines may also cause changes in soil properties in untreated intermediate areas.

The present paper studied the effects of site preparation on the water-retention characteristics of reforested till soils in Finnish Lapland.

Materials and methods

This study was carried out on 8 experimental sites reforested with Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) in southern and central Lapland. Disc trenching and ploughing were carried out in summer 1974, and prescribed burning and patch scarification the following spring. All the site-preparation equipment was drawn or pulled by an International TD-15 bulldozer. The weight of the bulldozer was 10.5 t and the ground pressure about 50–60 kPa. On the burned plots, planting patches for seedlings were prepared manually with a hoe without using any heavy machinery.

There were 96 study plots with a split-plot design (1). The plots were planted with container seedlings in 1975–1977 (2,500 seedlings ha^{-1}). Soil samples were taken at a depth of 4.5-10.5 cm from the untreated mineral soil surface, at intermediate points in the site-preparation areas (8 plot x 3 years = 24 samples per treatment = total of 96 samples). In addition, 24 samples were taken at the same depth from ploughed ridges.

Water-retention characteristics and other soil physical variables were measured using standard laboratory methods (2). The function of van Genuchten (3) was fitted to the water-retention data, which were determined on undisturbed soil cores at -0.3, -1, -5, -10, -100, and -1500 kPa matric potentials using a pressure plate extractor. The water content at 0 kPa matric potential was also estimated from total porosity, which was calculated as [(particle density-bulk density)/particle density]. Soil water content (WC) and air-filled porosity (AFP = total porosity-WC) were estimated at -10 kPa water potential using model (1), in which volumetric soil-water content (θ, $m^3\ m^{-3}$) is given as a function of matric potential (ψ, kPa):

(1) $$\theta = \theta r + \{(\theta s - \theta r) / [1+ (\alpha\ |\psi|)^{n}]^{m}\}$$

θr and θs are the residual and saturated water contents, respectively. α, n, m are empirical parameters (3, 4). θr is defined as the water content within the range of low potentials for which $d\theta/d\psi$ becomes indefinitely small. In practice, θr is defined as the water content at the lowest water potential measured, e.g. -1500 kPa (3, 4). α is an empirical parameter (1/L) the inverse of which is often referred to as the air-entry value ($h = 1/\alpha$) or bubbling pressure. α tends to decrease with decreasing soil texture (sand => clay). Many fine-textured and undisturbed field soils lack a well-defined air-entry value. Parameter m was defined using the Mualem restriction ($m = 1-1/n$). Values for parameters α and n were obtained for each individual core during the fitting procedure using

sequential quadratic programming (SPSS 11.0.1).

Two different split-plot models with covariates were used to analyse the data:

(2) $y = b_0 + B + S + B*S + Y + S*Y + b_1X_1 + \ldots + b_nX_n + e,$

(3) $y = b_0 + B + Y + B*Y + A + Y*A + b_1X_1 + \ldots + b_nX_n + e,$

where y is the response variable, b_0 is an intercept, B is the experimental site (= block), S is the site-preparation method, Y is reforestation year, A is the measurement spot (ploughed ridge or untreated intermediate), $b_1, \ldots, b_n$ are coefficients of associated covariates $X_1, \ldots, X_n$, e is the error term and * denotes the interaction effect. Site preparation S, measurement spot A and covariates $X_1, \ldots, X_n$ were used as fixed effects, and all the other terms as random effects. To observe the effect of covariates, the data were analysed with and without the covariates. The analysis was performed using the MIXED procedure of SAS statistical software (ver 8.2).

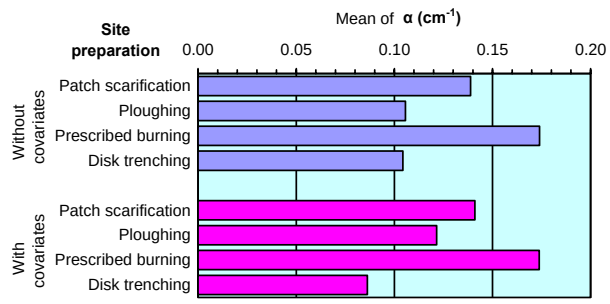
Results and discussion

The site-preparation method had no significant effect on the water-retention parameters on the untreated intermediate spots within the site-preparation areas ($p>0.05$). However, the proportion of fine particles (<0.06 mm) and bulk density were significant covariates for the water-retention parameters (Table 1). For α, only the proportion of fine particles was a significant covariate (Fig. 1).

There were significant differences in the water-retention parameters between ploughed ridges and untreated intermediate areas. On ploughed ridges, the saturated water content and air-filled porosity at -10 kPa were significantly higher than on the untreated intermediate areas ($p<0.05$). However, these differences became insignificant when analysed with significant covariates (bulk density or organic matter content)(Table 2).

Table 1. Mean values estimated for θs, α, n, water content and air-filled porosity at -10 kPa (WC, AFP) with and without significant covariates on intermediate spots of the site-preparation areas.

Covariates	Site preparation	n	Means				
			Θ_s ($m^3\ m^{-3}$)	α (cm^{-1})	n	WC_{10kPa} ($m^3\ m^{-3}$)	AFP_{10kPa} ($m^3\ m^{-3}$)
Without	Patch scarification	24	0.50	0.14	1.42	0.25	0.24
	Ploughing	24	0.51	0.11	1.51	0.27	0.23
	Prescribed burning	24	0.50	0.17	1.46	0.23	0.27
	Disc trenching	24	0.49	0.10	1.51	0.24	0.26
With soil particles <0.06 mm (%) and bulk density (g cm^{-3})	Patch scarification	24	0.50	0.14	1.41	0.25	0.25
	Ploughing	24	0.50	0.12	1.49	0.26	0.24
	Prescribed burning	24	0.50	0.17	1.46	0.23	0.27
	Disc trenching	24	0.50	0.09	1.53	0.26	0.24



Effect	DF 1	DF 2	F-value	p-value
Site preparation	3	10.7	1.25	0.3385

Effect	DF 1	DF 2	F-value	p-value	Covariate coefficient
Site preparation	3	8.36	1.82	0.2190	
Soil particles < 0.06 mm (%)	1	37.5	17.53	0.0002	-0.00385

Fig. 1. Example of the effect of site preparation with and without significant covariates on parameter α on intermediate spots in the studied site-preparation areas.

Table 2. Mean values estimated for θs, α, n, water content (WC) and air-filled porosity (AFP) at -10 kPa with and without significant covariates in ploughed ridges and untreated intermediate areas.

Covariates	**Spot**	**n**	**Means**				
			Θ_s ($m^3\ m^{-3}$)	α (cm^{-1})	n	WC_{10kPa} ($m^3\ m^{-3}$)	AFP_{10kPa} ($m^3\ m^{-3}$)
Without	Intermediate area	24	0.51	0.11	1.51	0.27	0.23
	Ploughed ridge	24	0.62	0.20	1.38	0.30	0.32
With							
bulk density (g cm^{-3})	Intermediate area	24	0.56	0.14	1.48	0.29	0.27
or organic matter (%)	Ploughed ridge	24	0.57	0.17	1.41	0.28	0.28

In summary, the water-retention characteristics showed no differences between untreated intermediate areas of the patch-scarified, disk-trenched and ploughed plots (scarified by a bulldozer) and prescribed-burned plots (scarified manually). In ploughed ridges, however, the saturated water content and air-filled porosity at field capacity (-10 kPa) were significantly higher and the bulk density lower than in the untreated intermediate areas, which suggests that changes in soil properties and organic matter content may still affect the soil-water regime 21 years after site preparation.

Literature

1. Mäkitalo, K. 1999. Effect of site preparation and reforestation method on survival and height growth of Scots pine. Scand. J. For. Res. 14: 512-525.
2. Heiskanen, J. & Mäkitalo, K. 2002. Soil water-retention characteristics of Scots pine and Norway spruce forest sites in Finnish Lapland. For. Ecol. & Manage. 162: 137-152.
3. van Genuchten, M.Th. 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 44: 892–898.
4. van Genuchten, M. Th., Leij, F. J. & Yates, S. R. 1991. The RETC Code for Quantifying the Hydraulic Functions of Unsaturated Soils. Version 1.0. U.S. Salinity Laboratory, USDA, ARS, Riverside, California. EPA Report 600/2-91/065.

Fine root dynamics in a Norway spruce stand in Finland exposed to seasonal drought and elevated soil nitrogen

Hienojuurten dynamiikka kuusikossa- kuivuuden ja typpilannoituksen merkitys

Heljä-Sisko. Helmisaari*[1)], Maria Kampouri[1)], Pekka Nöjd[1)], Kari Minkkinen[2)], Timo Penttilä[1)] and Ilari Lumme[1)]

[1)] Finnish Forest Research Institute, Vantaa Research Centre, P.O.Box 18, FI-01301 Vantaa
[2)] University of Helsinki, Department of Forest Ecology, P.O.Box 27, FI-00014 University of Helsinki

Background

The effects of seasonal drought on Norway spruce especially, were widely discussed in Finland during the early 1990´s, and again, after last years´ severe drought periods.

In 1998, we started a field experiment on the effects of seasonal drought and elevated soil nitrogen on Norway spruce ecosystem. One sub project aimed to find out the relation of fine root biomass production and turnover and these treatments. We hypothesised that, if the effects of drought on trees are not only caused by a decreased availability of water and nutrients but also by damage to fine roots, then the recovery from drought may take longer. A higher N availability may be beneficial during drought but it may also favour aboveground growth.

Treatments and methods

The treatments included control (C), N fertilization 630-1000 kg/ha (80-180 kg N/ha given every five years during a 35-year period), drought (D) for three months (May-July during summers 1998-2002), and N fertilization combined with drought (D+N). The stand was 67 years old, and growing on a fertile site type (OMT), mineral soil consisting of fine sand till. The drought treatment was carried out by covering the 900 m^2 plots with a plastic roof. The moisture content of the top soil (down to a depth of 15 cm) after seven weeks drought was 9-13 % of the water holding capacity on the drought-treated plots, and 23-35 % on control.

Fine roots were sampled with soil coring and using ingrowth cores before (May-June), immediately after (August), and two months after (October) the end of each annual drought period in 1998-2000. After sampling, fine roots were sorted into living and dead and according to species and diameter. The diameter growth of the trees was daily monitored using automatic girth bands. In addition in 2002 and 2003, soil respiration with and without living roots was determined using the static chamber technique.

Results

Norway spruce fine roots and stem diameter growth rapidly reacted to water deficiency in soil. The biomass production of fine roots was lower, and mortality higher on drought treated plots, especially on nitrogen fertilized drought treatment (D+N). There was no real recovery between the treatments. Root turnover rate (production/biomass) varied between 0.6 and 1.1. The turnover rate was higher in the ingrowth cores on the D and D+N plots, where the ingrown fine roots died sooner, resulting into a different diameter distribution compared with the control. The number of mycorrhizal short root tips per fine root weight unit varied without clear differences between treatments.

Soil respiration was clearly reduced by drought: in summer 2002 soil respiration in the drought treatment was only 50% of that in the control. This indicates a significant decrease in the activity of heterotrophic microbes because of the drought. Even if soil microbes were sensitive to the reduction of soil water content, they also recovered rapidly after rewetting the soil. In 2003 soil respiration

was higher on the previously drought-treated plot, indicating fastened decomposition of the litter accumulated during the treatment.

The mean diameter increment was considerably lower in drought-treated trees.
Already in the first treatment year D and D+N trees had very little diameter increment after the end of June while C and N trees grew normally until the beginning of August.

Conclusions

Already a single period of three months summer drought clearly affected fine roots and stem diameter growth of Norway spruce. The fine roots were not able to recover during the remaining part of the growing season even if the soil water content would markedly increase. Based on the fine root results, the trees with elevated nitrogen status were the most sensitive to periodical drought. However, Norway spruce trees were well able to survive a periodical drought during five consecutive growing seasons.

Influence of temperature and nitrogen status on surface peat decomposition and microbial biomass

Lämpötilan ja turpeen typpipitoisuuden vaikutus turpeen hajotukseen ja mikrobibiomassaan

Marjut Karsisto[1)], Markus Hartman[1)], Pekka Pietiläinen[2)], Hannamaria Potila[3)] and Tytti Sarjala[3)]

[1)]Finnish Forest Research Institute, Vantaa Research Center, PL 18, FIN-01301 Vantaa, Finland
[2)] Finnish Forest Research Institute, Muhos Research Station, Kirkkosaarentie 7, FIN-91500, Finland
[3)] Finnish Forest Research Institute, Parkano Research Station, Kaironiementie 54, FIN-3970 Parkano, Finland

Introduction

Peat consists of incompletely decomposed organic plant residues. Fungi are believed to be the main decomposers in acid mor soils of the boreal forests (1) and their contribution to nutrient transformations in peatland forest soils is dominant. Our study focused on the effect of nitrogen content of peat on peat decomposition and microbial biomass under three different temperature sum region in Finland on drained peatland forests.

Material and methods

Three different field experimental areas in drained peatland were chosen from Hepokangas in Taivalkoski (950 d.d.), Haapua in Pudasjärvi (850 d.d.) and Alkkia (1110 d.d.) for the study. There was a large gradient in total nitrogen concentration in the peat in each of them. Soil temperature in 7-10 cm peat layer was followed during the growing season and winter time. The degree of humification of fresh peat was determined from each experimental plot using the method of von Post (2). Cellulose strips were placed in peat and the decomposition (%) was followed during the growing seasons 2002 and 2003 and during the winter time from the middle of September 2002 to the end of May 2003. The total nitrogen content (0-10 cm layer) of the peat was determined with Leco CHN. Microbial C and N from fresh peat samples (0-10 cm peat layer) were determined with the fumigation-extraction method (3) and total N dissolved in 0.5 M K_2SO_4 was analysed with flow injection analyser (FIA Star 5020, Tecator).

Results and discussion

Decomposition of cellulose varied a lot between the years 2002 and 2003 in all three experimental areas. In Alkkia decomposition of cellulose in 0-5 cm peat layer varied from 32±11 % in summer 2002 to 47.2 ± 14.7 % in 2003, in Haapua from 39.8 ± 9.2 to 45.1 ± 8.6 % and in Hepokangas from 29.7 ± 6.0 % to 39.7 ± 5.0 %, respectively. The decomposition of cellulose during the winter between the middle of September 2002 and early June 2003 was as high as in summer or even slightly higher. The decomposition of cellulose did not correlate with the total N concentration of the peat.

The degree of humification of the peat correlated positively with the decomposition of cellulose only in 5-10 cm peat layer in Haapua (950 d.d.) but not in Alkkia or Hepokangas. Microbial biomass C decreased significantly in Alkkia and Haapua along the N gradient in peat. Microbial biomass N increased significantly with increasing peat N in Taivalkoski, which was opposite to the microbial N in Alkkia or Haapua. As a whole, the northernmost area in Hepokangas (850 d.d.) showed an opposite trend of microbial C and N in comparison with Alkkia (1110 d.d.) and Haapua (950 d.d.). Microbial C/N ratio in Alkkia (1110d.d.) was 25.0 ± 7.4, in Haapua (950 d.d.) 14.0±2.1 and in Hepokangas (850d.d.) 19.4±3.3. C/N ratio of fungi has been reported to be higher (5-15) in comparison with bacterial C/N ratio (3-6) (4). Furthermore, C/N ratio of mycorrhizal fungi has been

reported to be even higher (around 20) according to (5). High C/N ratio of the microbial biomass in peat samples indicates the dominance of the fungi in the microbial community. The decomposition of cellulose during winter time was considerably high even in northern part of Finland suggesting high activity of the decomposing microbes in quite low soil temperatures.

References

1.Frostegård, A., Bååth, E. 1996. The use of phospholipid fatty acid analysis to estimate bacterial and fungal biomass in soil. Biol. Fert. Soils 22:59-65.
2. von Post L. 1922. Sveriges Geologiska Undersöknings torvinventering och några av dess hittills vunna resultat. Svenska mosskulturföreningens tidskrift 1, 27pp.
3. Brookes, P.C., Landman, A., Pruden, G., Jenkinson, D.S. 1985. Chloroform fumigation and release of soil nitrogen: a rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soils. Soil Biol. Biochem. 17: 837-842.
4. Sylvia, D.M., Fuhrmann, J.J., Hartel, P.G., Zuberer, D.A. 1999. Principles and applications of soil microbiology, pp.550. Prentice Hall, Inc. USA.
5.Wallander, H., Nilsson, L.O., Hagerberg, D., Rosengren, U. 2003. Direct estimates of C:N ratios of ectomycorrhizal mycelia collected from Norway spruce forest soils. Soil Biol. Biochem. 35:997-999.

Characterization of soil organic matter in afforested arable soils

Metsitettyjen peltojen orgaanisten aineiden määrittäminen

Marjut Karsisto*[1)], Veikko Kitunen[1)], Piia Häkkinen[1)], Piia Purho[1)], Jyrki Hytönen[2)], Antti Wall[2)] and Carl Johan Westman[3)]

[1)] Finnish Forest Research Institute, Vantaa Research Center, P.O. Box 18, FIN-01301 Vantaa, Finland
[2)] Finnish Forest Research Institute, Kannus Research Station, P.O. Box 44, 69101 Kannus, Finland
[3)] University of Helsinki, Department of Forest Ecology P.O. Box 27, 00014 University of Helsinki, Finland

Introduction

Soil carbon storage and cycling are closely related to organic matter (SOM) content and quality. Despite of intensive research, there are still many open questions concerning the complex structure and transformation of SOM. The amount and composition of SOM are usually more affected by land use than by the mineral components of the solid phase of the soil (1). In temperate climate regions cultivation decreases SOM amounts (2). In boreal temperature climate, however, increases in SOM due to cultivation have also been reported (3). Little is known about the quantity, composition and turnover of organic matter in afforested soils. Upon afforestation of arable land the SOM content near the soil surface initially seem to decrease, but later increases (4). In the long run reforestation increases the SOM content (5).

Lignin, which is the second most abundant component of plant residues, is degraded at lower rate than other major components of plant litter, i.e. cellulosic and nonsellulosic and proteins. Consequently the lignin content is an important factor regulating the decay rate of plant litter (6), and, as a result of its relative stability lignin-like compounds concentrate in the soil (7).

Lignin is difficult to isolate, therefore the so-called Klason lignin (the acid-insoluble organic residue) method is usually used to analyse lignin. The method gives only a rough estimation of acid insoluble lignin, but it does not give information about the lignin transformations. For characterization of lignin phenolic oxidation products can be isolated by chemical degradative treatments (8,9). The alkaline cupric oxide (CuO) oxidation method is a relatively mild oxidation technique, which releases a suite of simple phenolic oxidation products from lignin.

The soil carbohydrate pool is composed of polysaccharides derived from various sources, i.e. plant and animal tissues, cellular tissues and extra cellular products of soil microbes and plant root exudates. Carbohydrates has many effects on the biological and physical properties of soil. They represent the major carbon and energy source for soil organisms, thus governing biological activity. The significance of carbohydrates in soil arises largely from the ability of complex polysaccharides to bind inorganic soil particles into stable aggregates. Carbohydrates also form complexes with metal ions, and they serve as building blocks for humus synthesis.

In this study we tested new methods for analyzing the quality of organic matter in afforested mineral soils. We have earlier developed different methods for analyzing soil organic compounds from peat soils (10). Our specific objectives were: 1. to test new methods for determining the changes in the quality of organic matter including soluble compounds, carbohydrates and lignin. 2. to characterize and quantify soil organic compounds in relation to soil fertility and tree species 3. to analyze the vertical distribution of soil organic components.

Material and methods

Soil samples were taken from 12 afforested sites planted to Norway spruce, Silver birch and Scots pine in southernmost Finland. The sites were chosen to represent young and old afforestation on fine and coarse grained soils. Soil samples were collected from the O layer, from former plough layer and from parent matter mineral soil to a depth of 50 cm. Descriptive soil properties such as particle-size distribution, total carbon, pH and CEC were analysed.
Fractionation of soil organic matter with different extractans was done according to the method used for peatsamples (10). Dichlormethane was used to remove nonpolar extractives (soluble fats, waxes and oils etc.) and acetone, ethanol and water to remove polar extractives (sugars and phenolic etc.). The Klason lignin method was used to determine the acid insoluble residue. For **a**nalysis of lignin phenols soil samples were digested by alkaline CuO and plant derived phenols were analyzed by GC/MS-apparatus. Neutral sugers and uronic acids from non-cellulosic carbohydrates were analysed after hydrolysis of samples with trifluoroacetic acid (TFA) and identified by GC/MS- apparatures.

Results and discussion

In the soil surface layer the content of organic matter varied between 5,1 % and 20,7 % and in deeper layers between 0,5 % and 19,8 %. The Klason lignin contents were higher in soils planted to Norway spruce than planted to Scots pine. The concentrations of nonpolar and polar compounds were low compared to the results from moss litter and peat (10).

With cupric oxide (CuO) method analyzed lignin-derived phenols we found were: p-hydroxybenzaldehyde, p-hydroxyacetophenone, p-hydroxybenzoic acid, vanillin, vanillic acid, syringaldehyde, acetosyringone, syringic acid, p-coumaric acid and ferulic acid.

The lignin-derived phenols characterize the amount and source of the organic matter, the degree of alteration of the lignin molecule during biodegradation and indicate intact lignin structural units (11). The phenolic oxidation products can be divided into four different structural families based on the methoxyl and hydroxyl substituents in the aromatic ring. These families are p-hydroxyl (P), vanillyl (V), syringyl (S) and cinnamyl (C) groups.

The sum of the vanillyl (V), syringyl (S) and cinnamyl (C) units is used as a marker of the total lignin (VSC) concentration (11). In many studies (5,8) the VSC-lignin contents from sediments and from soils were of the same magnitude as the results of our study. In our samples the VSC-lignin decreased with depth.

The differences in the composition of the CuO oxidation products reflect the plant material from which the organic matter was formed. Different ratios (S/V, C/V etc.) have been used for characterization of lignin. All vascular plants contain V-phenols, but only angiosperms produce S-phenols. Gymnosperm plants produce only V-phenols and angiosperms produce both V- and S-phenols. In our samples the ratio of syringyls to vanillyls (S/V) and the ratio of cinnamyls to vanillyls (C/V) decreased with increasing soil depth. Almost all the samples had a higher vanillyl (V) content compared to that of syringyl (S).

Non-cellulosic carbohydrates are composed of neutral sugars and galacturonic acid. In our soil samples neutral sugars from non-cellulosic carbohydrates were: xylose, arabinose, ribose, rhamnose, fucose, mannose, galactose and glucose. Galacturonic acid were found only in some samples. The concentrations of sugars were decreased by depth. Soil samples (0-25cm) taken from afforested sites planted to Norway spruce had biggest amounts of neutral sugars; sites planted to Norway spruce had smallest ones.

Since we have mainly concentrated to test and develop analytical methods the results presented here are still preliminary and data yet under work. The content of the CuO - lignin (VSC) is far from the

total lignin, but it gives a comparison between yields and valuable information about the degree of lignin degradation (12). In our study the ratios of different compounds/compound groups turned out to be more reliable and informative that the absolute values from single analyses. We got new information about the structures of lignin and polysaccharides. More work is necessary to standardize the analysis procedures used in our study. For more complete understanding of the organic composition of soil it may be useful to concentrate also on physical fractionation of soil samples.

References

1. Parfitt, R. L., Scott, N. A., Ross, D. J., Salt, G. J. & Tate, K. R.,2003. Land-use change effects on soil C and N transformations in soils of high N status: comparison under indigenous forest, pasture and pine plantation. Biogeochemistry, vol. 66. 203- 221
2. Zech, W., Guggenberger, G, Zalba, P. & Peinemann, N., Soil organic matter transformation in Argentinian Hapludolls. Z. Pflanzenernähr. Bodenk., vol. 160: 563-571, 1997.
3. Wall, A. & Hytönen , J. 2004. Soil fertility of afforested arable land compared to continuously forested sites. Plant and Soil. Accepted.
4. Richter, D.D., 2002. Rapid accumulation and turnover of soil carbon following afforestation. Forest ecology and Management 168:241-257
5. Wilde, S. A. & Patzer, W. E. 1940. The role of soil organic matter in reforestation. Journal of American Society of Agronomy 32: 551-562.
6. Berg, B. 2000. Initial rates and limit values for decomposition of Scots pine and Norway spruce needle litter: a synthesis for N- fertilized forest stands. Can. J. For. Res. 31: 988-998.
7. Berg, B. & Staaf, H. 1980, Decomposition rate and Chemical Changes of Scots Pine Needle Litter. I. Influence of stand Age. Ed. T. Persson. Ecological Bulletins. Stockholm: 362-372.
8. Hedges, J.I. & Ertel, J.R. 1982. Characterization of Lignin by Gas Capillary Chromatography of Cupric Oxide Oxidation Products. Analytical Chemistry, vol. 54: 174-178.
9. Goñi, M. A. & Montgomery, S. 2000: Alkaline CuO Oxidation with a Microwave Digestion System: Lignin Analyses of Geochemical Samples. Analytical Chemistry, vol. 72: 3116-3121.
10. Karsisto, M., Savitski, M., Kitunen, V., Penttilä, T., Laine, J. & Laiho, R. 2003. Quantification of organic fractions in litter and peat organic matter. In Honkanen, J.O. & Koponen, P.S. (eds.): Proceedings of Sixth Finnish Conference of Environmental Sciences. Joensuu, May 8-9, 2003. Current Perspectives in Environmental Science and Technology. Finnish Society for Environmental Sciences, University of Joensuu: 135-137.
11. Kiem, R. & Kögel-Knabner, I. 2002: Contribution of lignin and polysaccharides to the refractory carbon pool in C-depleted arable soils. Soil Biology & Biochemistry: 1-18.
12. Six, J., Guggenberger, G., Paustian, K., Haumaier, L., Elliott, E.T. & Zech, W. 2001. Sources and composition of soil organic matter fractions between and within soil aggregates. European Journal of Soil Science. V.52: 607-618.

Moss litter decomposition in peatlands: Characterisation of litter quality

Sammalkarikkeen orgaanisten yhdisteiden määrittäminen suometsissä

Marjut Karsisto *[1)], Veikko Kitunen[1)], Jukka Laine [1,2)], Timo Penttilä [1)], Satu Repo [1)], Maria Savitski[1)] and Raija Laiho [2)]

[1)] Finnish Forest Research Institute, Vantaa Research Centre, P.O. Box 18, FIN-01301 Vantaa, Finland
[2)] Peatland Ecology Group, Department of Forest Ecology, University of Helsinki, P.O. Box 27, FIN-00014 Helsinki University, Finland

Introduction

In developing predictions of the response of carbon cycling in northern peatlands to climate change, a method for the quantitative detailed characterization of litter and peat organic matter quality would be valuable. Our main objective is to produce information about organic matter decomposition pathways for soil carbon models in moist and cool conditions. We started with mosses because the moss layer as a whole may have a significant role in the carbon balance of not only pristine, but also drained peatlands. We studied the decomposition and organic fractions of several moss species typical of pristine and drained (meso-) oligotrophic fens in their natural environment.

Material and methods

Moss litter materials (*Pleurozium schreberi, Sphagnum magellanicum, Sphagnum russowii, Dicranum polysetum, Hyloconium splenens*) were collected from three drained peatlands that had been oligotrophic (moderately poor) fens before drainage. One of the sites, Kivalo, was located in northern Finland and two, Lakkasuo and Vesijako, in southern Finland. Recently dead or dying parts of moss shoots were harvested from patches of the dominant moss species at each site. The harvested layer consisted of 2-5 cm just below the green parts that were the growth of the current year. For the sequential extraction procedure the litter was treated with a series of digestions. Organic fractions measured were: total extractives (nonpolar and polar), holocellulose (cellulose + hemicellulose), acid-insoluble residue (Klason lignin). Some methods used in the extraction procedure are modified from previously developed analyze methods (1, 2, 3, 4, 5), some are developed by us.

Results and discussion

Using our sequential extraction procedure we were able to characterize quantitatively various organic fractions and also identify soluble organic compounds from different extracts. The analytical data of organic fractions in 8 different moss litter material will be presented in the poster.

The organic components of different moss litter material varied among samples: from 18,8% to 24,2% for total exractives, from 44,4% to 76,3% for holocellulose and from 4,5 to 30,8% for acid-insoluble residue.

Both *Sphagnum* species had relative large amounts of holocellulose but small amounts of acid insoluble residue. Also the compounds identified in *Sphagnum* extracts were different from other moss litter material. The amounts of different extracts and soluble organic compounds identified in moss litters were different in northern Finland compared to those in southern Finland. Our first results show that we are able to identify and quantify organic fractions and compounds affecting decomposition of organic matter in litter material.

References

1. Wieder, R.K., and Starr, S.T. 1998. Quantitative determination of organic fractions in highly organic, Sphagnum peat soils. Commun. Soil Sci. Plant Anal., 29(7&8), p. 847-857.
2. Ryan, M.G., Melillo, J.M., and Ricca, A. 1990. A comparison of methods for determining proximate carbon fractions of forest litter. Can. J. For. Res. 20:166-171.
3. Quaramby, C. and S.E. Allen. 1989. Organic constituents. Pp. 160-200. In: S.E. Allen (ed.), Chemical Analysis of Ecological Materials. 2nd ed. Blackwell Scientific Publishers, Oxford, England.
4. Oy Keskuslaboratorio - Centrallaboratorium Ab, Keskuslaboratorion käyttämät analyysimenetelmät, n:o 115b:82: Massan ja puun kokonaisligniinipitoisuus.
5. Technical Association of the Pulp and Paper Industry, TAPPI Standards, 1969, Proposed Revision of T 204 os-54 as a Standard: Organic Solvent Extractives, Tappi, 1969, 52(5): p. 980-981.

Valunnan muodostuminen makrohuokoisessa salaojitetussa savimaassa: Sjökullan koealueen analysointi matemaattisella mallilla

Runoff generation in macroporous subdrained clayey field: Model application to the Sjökulla experimental site

Tuomo Karvonen ja Maija Paasonen-Kivekäs*

Teknillinen korkeakoulu, Vesitalous ja vesirakennus, PL 5200, 02015 TKK

Johdanto

Salaojitetut savimaat muodostavat valtaosan Etelä- ja Lounais-Suomen pelloista, joiden viljely on hyvin intensiivistä. Peltoalueilta tulevien ravinnehuuhtoumien vaikutus pintavesien rehevöitymiseen on ilmeinen. Ravinteet liikkuvat veden mukana, joten veden virtauksesta maassa tulisi olla oikea käsitys mm. silloin, kun matemaattisilla malleilla arvioidaan ravinnehuuhtoumia.

Makrohuokosten, kuten lieronreikien ja juurikanavien, ja halkeamien kautta tapahtuvalla veden virtauksella on keskeinen merkitys savimaissa, joissa virtaus itse maamatriisin pienissä huokosissa on erittäin hidasta.

Tutkimuksen tavoitteena oli analysoida matemaattisen mallin avulla valunnan muodostumisesta Kirkkonummella sijaitsevalla Sjökullan koealueella. Koealueella oli selviä viittauksia makrohuokosten kautta tapahtuvista oikovirtauksista (1, 2). Sadannan ja salaojavalunnan välinen viive oli vain muutamia tunteja märässä paisuneessakin maassa. Veden nopeaan virtaukseen pintakerroksesta salaojiin viittasi myös ravinnepitoisuuksien, varsinkin nitraattitypen, jyrkkä nousu välittömästi lannoituksen jälkeen. Mallilla pyrittiin kvantifioimaan maamatriisin ja makrohuokosten osuutta infiltraatioon ja salaojavaluntaan.

Tutkimus liittyi maa- ja metsätalousministeriön ja Salaojituksen tukisäätiön rahoittamaan tutkimusprojektiin "Salaojitus, makrohuokosto ja veden virtaus savimaassa - viljelymaan laadun ja ympäristönhoidon kannalta tärkeät vuorovaikutukset", jossa TKK:n lisäksi olivat mukana Maa- ja elintarviketalouden tutkimuslaitos (MTT) ja Helsingin yliopiston soveltavan kemian ja mikrobiologian laitos.

Aineisto ja menetelmät

Sjökulla koealue oli 3.14 ha viettävä peltolohko, jolla tutkimusvuosina viljeltiin pääasiassa kevätviljaa. Salaojitus oli tehty vuonna 1951 tiiliputkin. Valuntaa, pohjaveden pinnan syvyyttä ja säätilamuuttujia mitattiin 15-30 minuutin välein vuosina 1993-1999. Näistä mittauksista laskettiin muuttujien tuntiarvot. Maa- ja elintarviketalouden tutkimuslaitos (MTT) mittasi mm. koealueen makrohuokoisuutta (halkaisija > 0.3-0.4 mm), hydraulista johtavuutta, lierolajeja ja niiden määrää vuosina 2001-2003. Mittauksia tehtiin salaojien kohdalla, 2 metrin etäisyydellä salaojista ja salaojien puolivälissä kolmesta eri syvyydestä (3, 4). Sjökullassa makrohuokoisuus ja kyllästyneen maan hydraulinen johtavuus vähenivät selvästi syvyyden suhteen, mikä on tyypillistä suomalaisille savimaille.

Koealueen kaltevuudesta johtuen tutkimuksessa käytettiin 2-dimensionaalista mallia, joka laskee veden liikkeen pellolla pysty- ja vaakasuunnassa (suurimman kaltevuuden suunnassa). 2D-CROPWATN malli on kehitetty CROPWATN-mallista, joka laskee maan vesi-, lämpö- ja typpitaseen ja kasvien kasvun (5). 2D-CROPWATN mallissa infiltraatio, maaveden virtaus, pohjaveden pinnan syvyys ja salaojavalunta lasketaan erikseen maamatriisille ja makrohuokosille. Veden vaihto huokossysteemien välillä tapahtuu siihen suuntaan, jossa pohjavedenpinta on alempana. Mallissa rinne jaetaan vaakasuunnassa useisiin pystyprofiileihin, joita Sjökullan tapauksessa oli 10 kappaletta. Pystysuunnassa profiili jaetaan kahteen osaan: hyvin vettä johtava pintakerros ja pohjamaa.

Mallin parametrien estimoinnissa käytettiin hyväksi em. MTT:n tekemiä mittauksia. Malli kalibroitiin Sjökullan vuoden 1996 touko-marraskuun aineistolla ja vuoden 1998 touko-lokakuun mittauksia käytettiin riippumattomana testiaineistona.

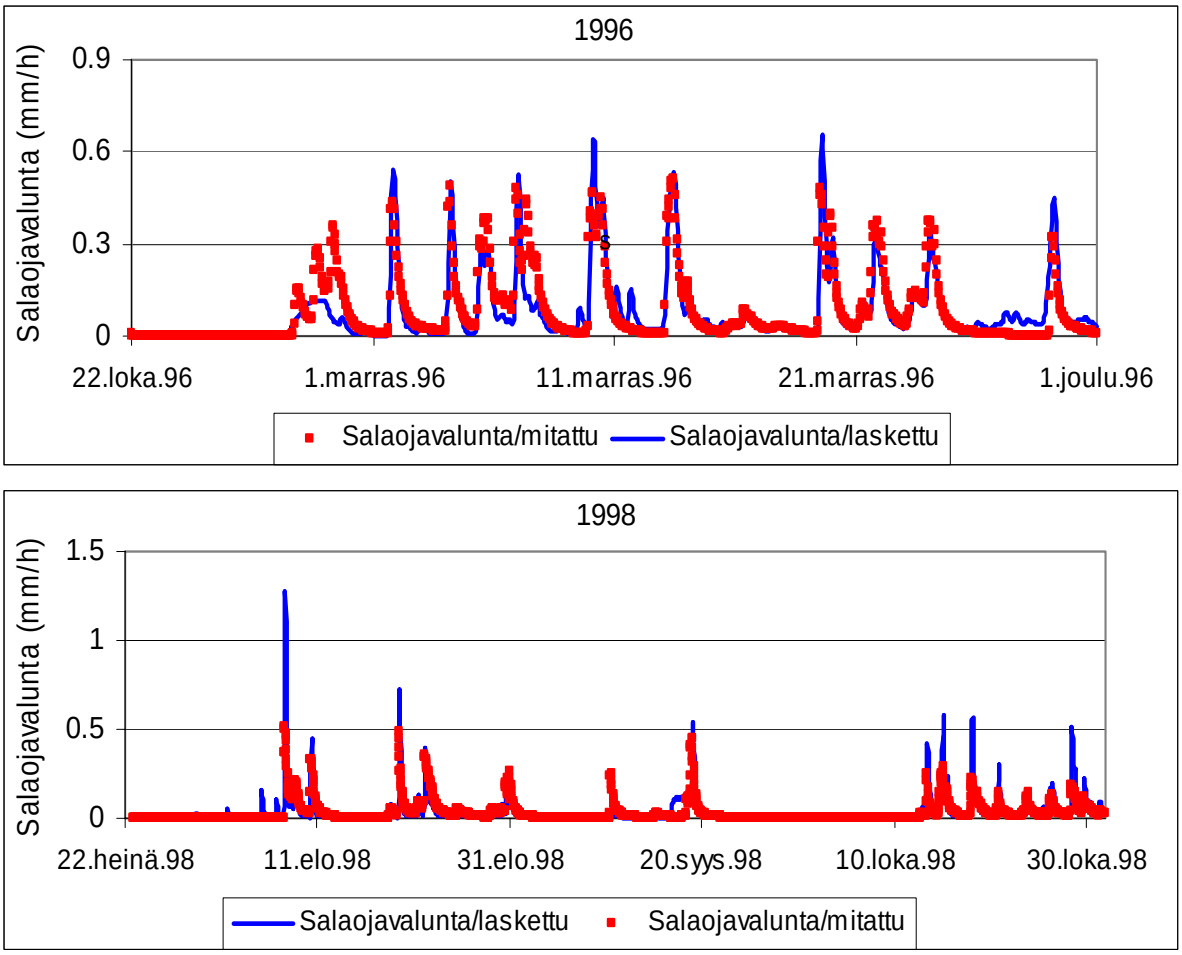
Tulokset ja tarkastelu

Kalibroitu malli laski syntyvän kokonaisvalunnan määrän oikein sekä kalibrointi- että testijaksolla, mutta pinta- ja salaojavaluntojen määrät poikkesivat jonkin verran mitatuista. Kalibrointijaksolla salaojavalunnan laskettu summa oli 7 mm (6,7 %) liian pieni kun taas testijaksolla laskettu salaojavalunta oli 18 mm (19,8 %) liian suuri. Vastaavasti kalibrointijakson laskettu pintavalunta oli 100 mm (17,2 %) liian suuri ja testijaksolla 17 mm (25 %) liian pieni. Kuvassa 1 on esitetty salaojavalunnan laskettuja ja mitattuja arvoja molemmilta ajanjaksoilta, silloin kun salaojavaluntaa esiintyi runsaimmin.

Vuoden 1996 kokonaisinfiltraatio 489 mm jakaantui mallin tulosten mukaan niin, että maamatriisin osuus oli 473 mm ja infiltraatio suoraan makrohuokosiin oli vain 16 mm (3,3 %). Vuoden 1988 osalta arvot olivat hyvin samanlaiset: kokonaisinfiltraatiosta (524 mm) makrohuokosten osuus oli vain 17 mm (3,2 %) ja maamatriisiin imeytyi 507 mm. Mallilaskelmien mukaan salaojavalunta muodostuu lähes täysin makrohuokosten kautta tapahtuvasta virtauksesta. Mallin tulosten mukaan vuoden 1996 salaojavalunnasta 89 mm tuli makrohuokosten kautta ja vain 8 mm (9 %) maamatriisin kautta. Vuonna 1998 makrohuokosten kautta tuli laskelmien mukaan 95 mm ja matriisin kautta 14 mm (13 %) salaojavalunnasta.

Makrohuokosten vaikutusta valunnan syntymiseen analysoitiin myös mallintamalla vuoden 1998 aineisto kytkemällä mallista makrohuokoset pois. Silloin kun makrohuokosia ei ollut mallissa mukana, niin pohjavedenpinta pysyi koko kesän salaojien tason alapuolella ja salaojavaluntaa muodostui vain 15 mm loppusyksyn aikana. Pohjaveden pinnan vaihtelua ei pystytty kuvaamaan mallilla, jossa ei ollut makrohuokosia mukana.

Veden virtausreitit maassa vaikuttavat myös aineiden kulkeutumiseen salaojiin. Makrohuokoset voivat joko lisätä tai vähentää ravinteiden ja torjunta-aineiden huuhtoutumista riippuen niiden esiintymismuodosta ja -paikasta maassa sekä levityksen jälkeen tulevien sateiden määrästä ja intensiteetistä. Salaojavesissä havaittu maa-aines ja siihen sitoutunutta fosfori kulkeutuvat ojiin ilmeisesti oikovirtausten mukana.



Kuva 1. Mitattu ja mallilla laskettu salaojavalunta kalibrointijaksolla vuonna 1996 ja testijaksolla vuonna 1998.

Kirjallisuus

1. Paasonen-Kivekäs, M., Karvonen, T., Koivusalo, H. ja Vakkilainen, P. 2000. Ravinteiden huuhtoutuminen salaojitetussa savimaassa. Teoksessa: Maaperätieteet yhteiskunnan palveluksessa. Maaperätieteiden päivien laajennetut abstraktit. Pro Terra No. 4. Pietola, L. (toim.). Helsingin yliopisto, soveltavan kemian ja mikrobiologian laitos. 92-94.
2. Paasonen-Kivekäs, M., Koivusalo, H., Karvonen, T., Vakkilainen, P., Uusitalo, R., Alakukku, L., Nuutinen, V., Hintikka, S. 2003. Contribution of subsurface drainage and surface runoff on nutrient losses in a clay soil. 9th Int. Drainage Workshop, September 10-13, 2003, Utrecht, The Netherlands. [verkkodokumentti]. Julkaistu 2003 [viitattu 1.12.2004]. Saatavissa: http://www.peatwise.alterra.nl/idw9site/index.htm. 11 s.
3. Alakukku, L. ja Nuutinen, V. 2002. Savimaan makrohuokosto ja lierojen esiintyminen suhteessa salaojiin. Teoksessa: Maa, josta elämme. II Maaperätieteiden päivien laajennetut abstraktit. Pro Terra No. 15. Pietola, L. ja Esala, M. (toim.). Helsingin yliopisto, soveltavan kemian ja mikrobiologian laitos. 81-82.
4. Alakukku, L., Nuutinen, V., Koivusalo, H. ja Paasonen-Kivekäs, M. 2003. Macroporosity of three arable clays in relation to subdrain location. Teoksessa: International Soil Tillage Research Organisation (ISTRO) 16th Triennial Conference: Soil Management for Sustainability, The University of Queensland, Brisbane, Australia, 14-18 July 2003. 16-22.
5. Karvonen, T. 2002. Modeling of crop growth as influenced by water, nitrogen and heat balance: Description of CROPWATN 6.0-model. Laboratory of Water Resources Helsinki University of Technology. Research report. 50 s.

Männyntaimikon kehityksen suhde maan ominaisuuksiin käsittelemättömällä ja kulotetulla metsämaalla

The Relation between the Development of Young Scots Pine Stands and Soil Properties on Unprepared and on Prescribed Burned Stand

Janne Levula * [1)], Teuvo Levula [2)] ja Carl Johan Westman [3)]

[1)] Hyytiälän metsäasema, Hyytiäläntie 124, 35500 Korkeakoski
[2)] Metsäntutkimuslaitos, Kaironiementie 54, 39700 Parkano
[3)] Metsäekologian laitos, PL 27, 00014 Helsingin yliopisto

Johdanto

Metsänuudistamisen suunnittelussa kasvupaikka on kivennäismailla perinteisesti kuvattu cajanderilaisella metsätyypillä. Maan raekoostumukseen ja topografiaan tai näiden yhdessä ilmaston kanssa määräämään maan kosteuteen ei juuri ole kiinnitetty huomiota, vaikka arvio maalajista onkin suunnittelutietoihin useasti sisällytetty. Tähän ovat osaltaan johtaneet cajanderilaisten metsätyyppien perinteinen vahva asema metsätaloudessamme sekä niiden riittävän hyväksi koettu toimivuus. Näin siitä huolimatta, että Cajander (1, s. 306) itse on todennut: “Metsätyypeillä tarkoitetaan aikaansaada sellainen raaka alkuluokitus, jota eri keinoin koetetaan edelleen täsmällistyttää ja tehdä metsätaloudellisesti käyttökelpoiseksi”.

Männynviljelyssä on useiden tutkimusten mukaan epäonnistuttu noin 25 prosentissa tapauksista (Kinnunen ja Nerg (2) 25 %, Räsänen ym. (3) 25 %, Kaila (4) 10-30 %, Saksa (5) 20 %). Nykyistä tarkemmalle kasvupaikkojen luokittelulle metsänuudistamista suunniteltaessa on siis tarvetta. Toisaalta tarvitaan myös tietoa siitä minkälaisia tuloksia tietynlaisilla kasvupaikoilla eri uudistamis-ketjuja käytettäessä on odotettavissa. Tähän kysymykseen menneiden vuosien metsänuudistamista koskeva tutkimus ei anna kattavaa vastausta.

Tämän tutkimuksen tavoitteena oli selvittää taimikon kehityksen suhdetta maan ominaisuuksiin istutetuissa männyntaimikossa.

Aineisto ja menetelmät

Tutkimuksessa selvitettiin runkoluvun sekä keskiläpimitan, keskipituuden ja runkotilavuuden kasvujen suhdetta maatunnuksiin kahdessa muokkaamattomassa 18-19 vuoden ikäisessä istutetussa männyntaimikossa (Taulukko 1). Puolet tutkimuksen koealoista (yhteensä 40 kpl) oli käsitelty kulottamalla ja alkuperäinen metsätyyppi vaihteli välillä VT-MT. Koealojen keskipisteessä sijaitsevista näytteenottopisteistä kuvattiin maannosprofiili 0,7 m syvyyteen, mitattiin rikastumiskerroksen yläosan vesipitoisuus ja määritettiin lajitekoostumus. Taimikon tila mitattiin 50 m^2-koealalta kunkin näytteenottopisteen ympäriltä. Taimikon kehityksen ja yksittäisten maatunnusten välistä suhdetta tutkittiin ja lisäksi taimikon kehitystä selitettiin maatunnuksia yhdistävillä lineaarisilla malleilla.

Taulukko1. Puustotunnusten jakaumat tutkimuksen koealoilla

	keskiarvo	mediaani	minimi	maksimi	STD
runkoluku,	2225	2000	400	4800	942
pituus, m	4,83	4,87	3,47	6,03	0,786
läpimitta, cm	6,19	6,22	3,26	8,76	1,51
tilavuus, m^3/ha	25,7	24,1	3,24	66,1	15,6

Tulokset ja tarkastelu

Taimikon läpimitan, pituuden ja tilavuuden kasvu oli nopeampaa maannoksen ollessa rautapodsoli kuin maannoksen ollessa humuspodsoli (Taulukko 2).

Taulukko 2. Keskimääräiset puustotunnukset rauta- ja humuspodsoleilla ja t-testin p-arvo pituuden ja läpimitan kasvun eroille ja varianssianalyysin (kulotus lisämuuttujana) p-arvo runkoluvun ja tilavuuskasvun eroille maannosluokkien välillä.

	rautapodsoli	humuspodsoli	p-arvo
runkoja, kpl/ha	2160	2300	0,616
pituuskasvu, m/a	0.276	0.240	0,002
läpimitan kasvu,	0.368	0.291	0,001
tilavuuskasvu,	1,64	1,08	0,017

Huuhtoutumiskerroksen vaaleus (Munsell-VALUE) ja rikastumiskerroksen värikyllyys (Munsell-CHROMA) korreloivat positiivisesti ja mittaushetken maan vesipitoisuus negatiivisesti taimikon kasvutunnusten kanssa (Taulukko 3, Kuva 1).

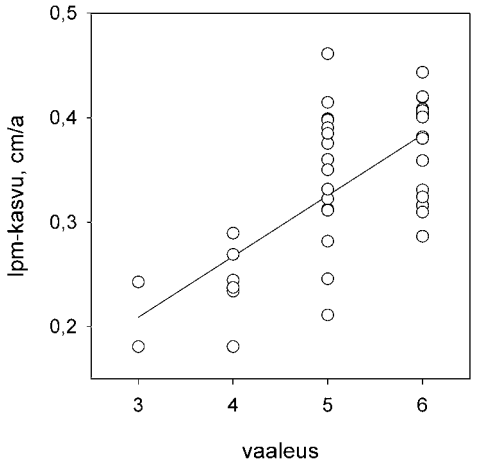
Taulukko 3. Männyntaimikon keskipituuden ja –läpimitan vuotuisten kasvujen ja huuhtoutumiskerroksen vaaleuden, rikastumiskerroksen värikylläyden ja maan vesipitoisuuden väliset korrelaatiot.

	vaal. E	värik. B	vesi-pit.
pituuskasvu, m/a	0,61	0,43	-0,46
läpimitan kasvu, cm/a	0,68	0,51	-0,49

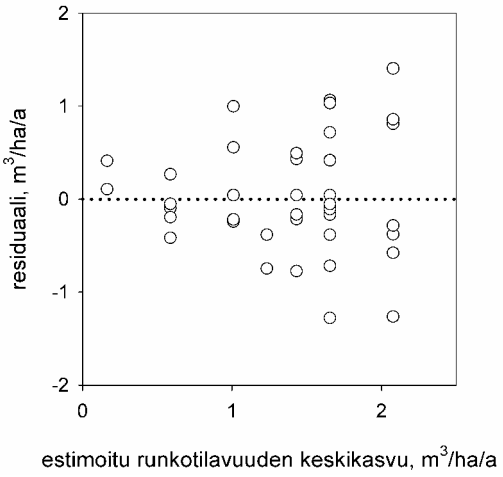
Huuhtoutumis- ja rikastumiskerrosten vaaleus selittivät yhdessä 56 % männikön keskiläpimitan kasvun vaihtelusta ja 42 % tilavuuskasvun vaihtelusta (Kuva 2). Viljelytaimikon mittaushetken tiheyttä ei kyetty selittämään maatunnuksilla. Kulotus edesauttoi taimikon elossaoloa, mutta ei vaikuttanut yksittäisten puiden kasvuun (Taulukko 4).

Taulukko 4. Puustotunnukset käsittelemättömillä ja kulotetuilla koealoilla ja t-testin p-arvo.

	käsittelemätön	kulotettu	p-arvo
runkoluku, kpl//ha	1720	2730	0,000
pituuskasvu, m/a	0,251	0,268	0,168
läpimitan kasvu,	0,325	0,338	0,589
tilavuuskasvu,	0,988	1,76	0,002



Kuva 1. Sirotekuva huuhtoutumiskerroksen vaaleudesta ja männyntaimikon keskiläpimitan vuotuisesta keskikasvusta.



Kuva 2. Sirotekuva huuhtoutumiskerroksen vaaleuteen ja kulotustilanteeseen perustuvan lineaarisen mallin estimoimasta männyntaimikon tilavuuden vuotuisesta keskikasvusta ja mallin residuaalit.

Tutkimuksen perusteella kohtuullisen helposti havainnoitavat ja puuston kehitysvaiheesta riippumattomat maannosluokka ja kivennäismaan väri ovat lupaavia tarkenneita cajanderilaiselle metsätyypille männyntaimikon tuotoksen arvioimisessa. Sen sijaan nykyisissä uudistamis-maanmuokkausohjeistoissa esiintyvä maalaji vaikuttaa varsin hyödyttömältä tunnukselta ilman tietoa topografiasta.

Kirjallisuus

1. Cajander, A.K. 1930. Metsätyypit ja metsämaan hyvyysluokittelu. Maa ja metsä 4(2): 295-316.
2. Kinnunen, K. & Nerg, J. 1983. Istutustaimikoiden tila 11-12 vuotta viljelystä Länsi-Suomen yksityismetsissä. Folia Forestalia 546:1-20.
3. Räsänen, P.K., Pohtila, E., Laitinen, E., Peltonen, A. ja Rautiainen, O. 1985. Metsien uudistaminen kuuden eteläisimmän piirimetsälautakunnan alueella. Vuosien 1978-1979 inventointitulokset. Folia Forestalia 637: 1-30.
4. Kaila, S. 1993. Taimikoiden tila metsäteollisuuden ja metsähallituksen vuosien 1990 ja 1991 männyn taimikoiden erillisinventoinneissa. Metsätehon moniste 19.11.1993.
5. Saksa, T. 1998. Männyn istutustaimien menestyminen äestetyllä uudistusalalla. Metsätieteen aikakauskirja - Folia Forestalia 1998(1): 15-31.

Kastelumenetelmän vaikutus maan vesi- ja ravinnetilaan perunanviljelyssä

The effect of irrigation method on soil water and nutrient status in potato production

Merja Myllys* [1)], Elina Virtanen [2)], Kristian Forsman [2)] ja Lauri Jauhiainen [3)]

[1)] MTT, maaperä ja ympäristö, 31600 Jokioinen
[2)] MTT, Pohjois-Pohjanmaan tutkimusasema, 92400 Ruukki
[3)] MTT, tietopalveluyksikkö, 31600 Jokioinen

Johdanto

Kastelu kuuluu olennaisena osana ammattimaiseen perunanviljelyyn, sillä peruna tarvitsee vettä sadonmuodostukseen muita kasveja enemmän (1). Perinteisten tykki- ja ramppikastelun vaihtoehdoiksi ovat viime vuosina tulleet tihku- ja salaojakastelu. Veden kulkeutumistavat maassa poikkeavat toisistaan eri menetelmissä, mikä vaikuttaa veden mukana liikkuvien ravinteiden kulkeutumiseen ja siten myös perunalle käyttökelpoisten ravinteiden määrään.

Aineisto ja menetelmät

Tykki-, ramppi-, tihku- ja salaojakastelumenetelmien vaikutusta maan vesi- ja ravinnetilaan sekä perunan satoon ja laatuun verrattiin käytännön viljelmillä vuosina 2001 - 2003. Tutkimuksen päätilalla Tyrnävällä olivat käytössä kaikki kastelumenetelmät sekä kastelematon verranne. Lisähavaintoja saatiin viideltä tilalta eri puolilla Suomea. Kastelumenetelmien vertailu toteutettiin Pohjois-Pohjanmaan TE-keskuksen rahoittamana kehittämishankkeena (2).

Tutkimuksessa mitattiin maan kosteutta kolmella eri menetelmällä: tensiometreillä muokkauskerroksesta (3) sekä kapasitanssiin perustuvilla Diviner 2000 –mittarilla (4) kerroksittain 80 cm:n syvyyteen asti ja jatkuvaa seurantaa 15 ja 30 cm:n syvyydestä tekevällä EnviroScan-mittarilla (4).

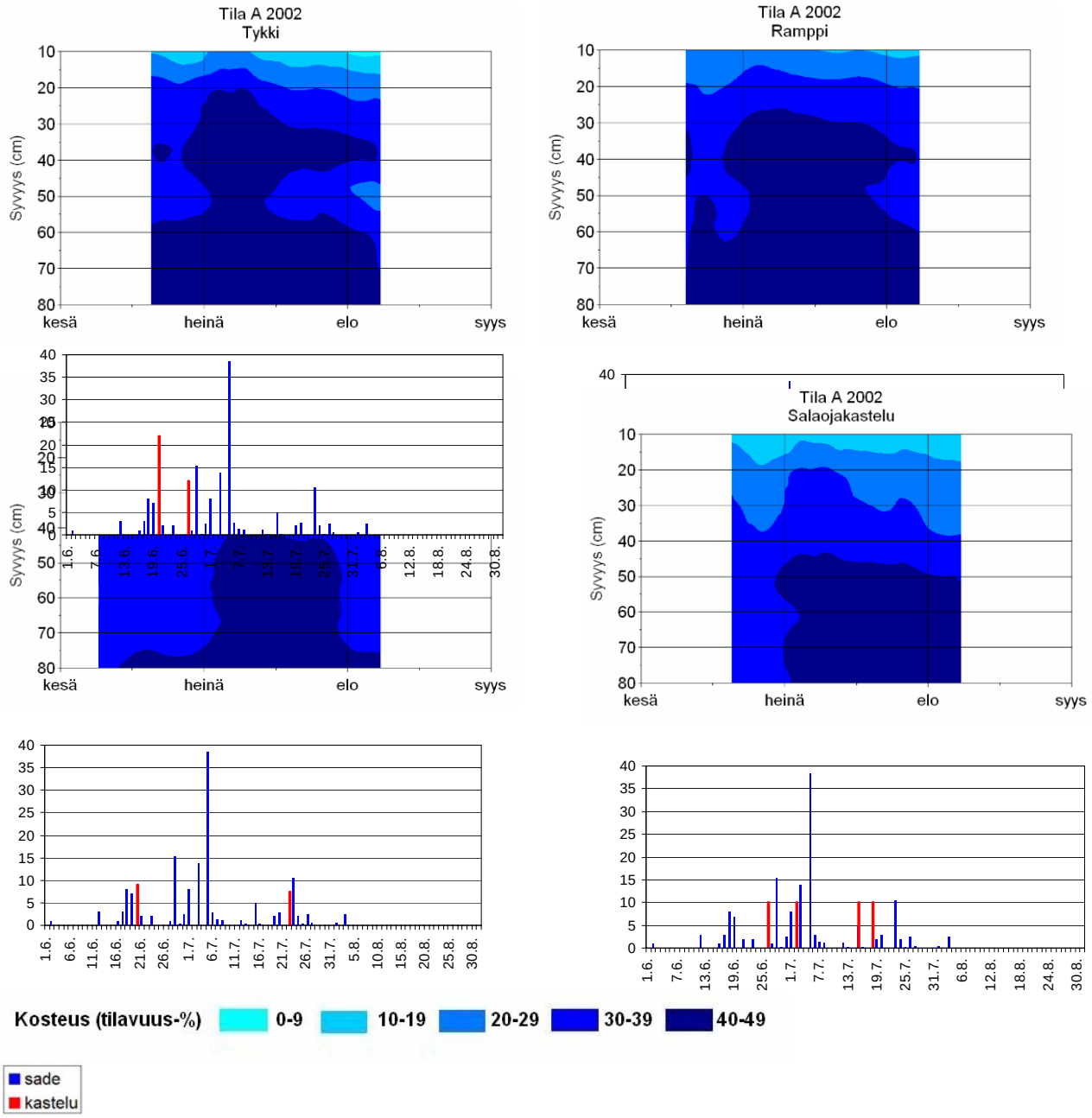
Maan happamuus, ravinteet (K, Ca, P, Mg, Cu, Mn, Zn, S) ja johtoluku määritettiin kolmen vuoden ajan keväisin ennen lannoitusta ja syksyisin sadonkorjuun jälkeen. Ravinnemäärien muutoksista voidaan tehdä päätelmiä siitä, millä voimakkuudella eri kastelumenetelmät huuhtovat ravinteita.

Tulokset ja tulosten tarkastelu

Tykki- ja ramppikastelu pitivät kumpikin maan pintakerrokset kosteampina kuin muut menetelmät noin 40 cm:n syvyyteen asti. Tykki- ja ramppikastelun välillä ei ollut juuri muuta eroa kuin että enemmän vettä saanut oli kosteampaa. Kummassakin maa alkoi kuivua loppukesästä kuivan kauden aikana noin 50 cm:n eli juuriston syvyydeltä (kuva 1).

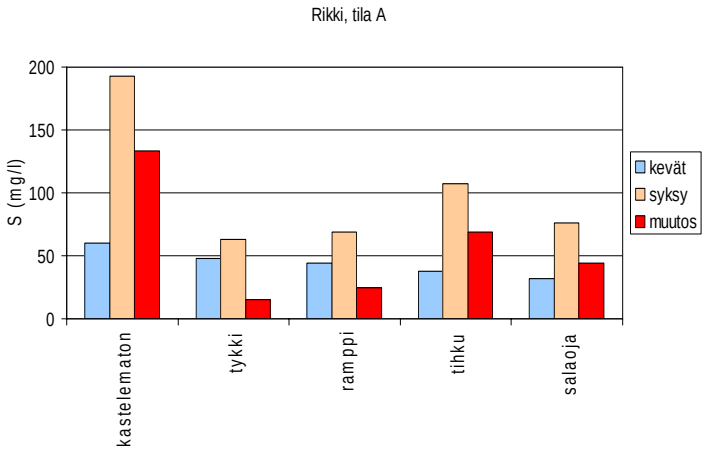
Tiloilla käytetyt tihkukastelun vesimäärät eivät riittäneet pitämään maata riittävän kosteana, ja maa oli kuivempaa kuin muissa menetelmissä niin pinnasta kuin syvemmältä. Ainoastaan rankat sateet kastelivat maan kunnolla. Tihkukastelun vaikutus ulottui enimmillään 35 cm:n syvyyteen. Penkin ylä- ja alaosan väliset kosteuserot olivat kyllä pienempiä kuin muissa menetelmissä, mutta koko penkin kosteusvaihtelut olivat rajuja. Penkissä oleva vesi oli alttiina haihtumiselle eikä syvemmällä ollut vesivarastoja (Kuva 1).

Salaojakastelussa vesi ei kulkeutunut maan pintaan asti (Kuva 1), mutta menetelmä takasi pienehköistä vesimääristä huolimatta tasaisemman kosteuden mukulapesän ympärillä kuin muut menetelmät. Tämä on tärkeää perunan ruventorjunnan kannalta.



Kuva 1. Tutkimuksen päätilan maan kosteusprofiilit Diviner-mittausten perusteella sekä sade- ja kastelumäärät 2002.

Tykki- ja ramppikastelu huuhtoivat veden mukana liikkuvia ravinteita enemmän kuin muut menetelmät, tykki hieman rankemmin kuin ramppi. Keväällä annettu lannoitus nostaa ravinteiden määrää keväästä syksyyn sitä enemmän, mitä vähemmän ravinteita on huuhtoutunut tai käytetty. Mm. rikin huuhtoutuminen oli vähäisintä kastelemattomilla ruuduilla ja suurinta tykkikastelussa (Kuva 2). Erot huuhtoutumisessa olivat tilastollisesti merkitseviä myös magnesiumin ja mangaanin osalta. Lisäksi trendinä ilmiö oli havaittavissa maan kalium- ja kalsiumluvuissa. Kaliumin huuhtoutuminen saattoi olla osasyy siihen, että mukuloiden kaliumpitoisuudet olivat tykkikastelussa hieman pienempiä kuin muissa kastelumenetelmissä. Tihkukastelussa ravinteita pystytään antamaan kasteluveden mukana. Kastelulannoituksen (kastelukalkkisalpietari) ansiosta tihkukastelussa sadon kalsiumpitoisuus nousi muita menetelmiä korkeammaksi.



Kuva 2. Maan rikkipitoisuudet ja niiden väliset muutokset keväällä ja syksyllä Tyrnävän koekentältä vuosina 2001-2003.

Tässä tutkimuksessa tilojen käyttämät kastelumäärät olivat perunan kannalta liian pieniä kaikilla kastelumenetelmillä, vain kymmeniä millimetrejä. Todellinen veden tarve on 100 - 200 mm. Kastelulla saadut sadonlisät olivat pienempiä kuin monissa muissa kastelukokeissa, eikä kaikkien koepaikkojen keskiarvona laskettu 8 – 10 % kokonaissadon lisäys ollut tilastollisesti merkitsevä. Lisäksi sadon laatuun ei pystytty oleellisesti vaikuttamaan. Myös kastelun vaikutukset maan vesi- ja ravinnetilaan saattoivat jäädä vaisummiksi kuin suurempia vesimääriä käytettäessä, tai mahdollisesti niitä jäi kokonaan tulematta esille.

Kirjallisuus

1. Wikman, U., Torttila, A., Virtanen, A. & Kuisma, P. 1996. Perunan vesitalous ja sadetus. Perunantutkimuslaitoksen julkaisu 3/1996. 30 s.
2. Myllys, M., Virtanen, E., Linna E., Forsman, K., Jauhiainen, L. & Karvonen, J. 2005. Perunan kastelumenetelmien vertailu. Maa- ja elintarviketalous (painossa)
3. Cassell, D.K. & Klute A. 1986. Water Potential: Tensiometry. Methods of Soil Analysis, Part 1. Physical and Mineralogical Methods. Agronomy Monograph no. 9 (2nd Edition)
4. Greacen, E.L. (ed.) 1981. Soil Water Assessment by the Neutron Method. CSIRO, East Melbourne, Victoria, Australia. 140 s.

Enhanced nitrate leaching following soil scarification at a clear-cut area

Nitraatin huuhtoutuminen avohakkuualalla maanmuokkausjäljessä

Sirpa Piirainen* [1)], Leena Finér [1)], Hannu Mannerkoski [2)] and Michael Starr [3)]

[1)] Metsäntutkimuslaitos, Joensuun tutkimuskeskus, PL 68, 80101 Joensuu
[2)] Joensuun yliopisto, metsätieteellinen tiedekunta, PL 111, 80101 Joensuu
[3)] Helsingin yliopisto, Metsäekologian laitos, PL 27, 00014 Helsingin yliopisto

Introduction

Soil scarification following forest clear-cutting may further increase the leaching of nutrients from the soil, leading to soil acidification, degradation of soil productivity and the eutrophication of recipient surface waters. It is already known that nitrate leaching after clear-cutting can increase (1, 2). The increase is due to more favourable moisture, temperature and pH conditions and enhanced availability of ammonium after harvesting, although nitrification is generally low in acidic boreal soils.

Material and methods

We have been carrying out a study in the Kangasvaara catchment in eastern Finland (63° 51'N, 28° 58'E) to determine the effects of clear-cutting (stem only) and soil scarification carried out according to current forestry practice on site productivity, nutrient leaching and ground and streamwater quality (3). The old, mixed stand dominated by Norway spruce was clear-cut in September 1996 followed by soil scarification in September 1998 and planting with Scots pines in June 1999. The cycling of N at the site was shown to be very tight before cutting, with N leaching from below the B-horizon being small (0.1 kg ha^{-1} a^{-1}) and mainly in the form of organic N (4). Logging residues left after clear-cutting resulted in some 173 kg N ha^{-1} being added to the soil (5), but no net release of N from this material was observed in the first 3 years after cutting (6). In soil leachates collected from areas of the clear-cut area that had not been scarified, nitrate (NO_3-N) concentrations slightly increased, mainly in 1999, compared to the uncut forest, but values still remained low (< 0.4 mg L^{-1}) (7).

We hypothesized that the increase in NO_3-N concentrations in streamwater observed after scarification (8) was due to increased mineralization, nitrification and NO_3-N leaching from the scarified soil. Two study plots installed with zero tension lysimeters were established on the clear-cut area after soil scarification in 1998. The soil was classified as a Haplic Podzol. Soil water leachate collected from below the organic (O), eluvial (E) and illuvial (B) horizons in mounds and undisturbed soil and from below the E- and B-horizons in furrows were sampled once a week from spring to autumn. Spring and groundwater (well) at the bottom of the clear-cut and scarified slope were sampled twice (spring) or once (groundwater) a month.

Results and discussion

In the first year after soil scarification there were no differences in soil leachate NO_3-N concentrations between mounds, furrows and unscarified soil, and annual average concentrations were <0.4 mg L^{-1} at all depths. The highest NO_3-N concentrations were observed in 2000 and 2001 (maximum 1.2 mg L^{-1}) and associated particularly with the mounds, but the furrows also had increased concentrations compared to the undisturbed soil leachates. Nitrate concentrations were higher in the mineral soil leachates than those collected from below the O-horizon. NO_3-N concentrations in ground and spring water were the highest in 2001 (maximum 1.3 mg L^{-1}), i.e. one year later than in the soil leachates.

The increase in soil leachate NO_3-N concentrations in the mounds we attribute to the enhanced mineralization and nitrification of the double organic layer formed by the scarification. The

leaching of NO_3-N from below the B-horizon during 1999-2003 for mounds furrows and unscarified soil respectively totalled 0.96, 0.32 and 0.27 kg ha^{-1}. Mounds covered 25% and the furrows 30% of the scarified area, the remainder being undisturbed. Using these figures, NO_3-N leaching from below the B-horizon for the whole clear-cut and scarified area and for the five years following soil scarification was calculated to be 0.46 kg ha^{-1}.

References

1. Kubin, E. 1998. Leaching of nitrate nitrogen into the groudwater after clearfelling and site preparation. Boreal Environment Research 3: 1-8.
2. Ahtiainen, M. ja Huttunen, P. 1999. Long-term effects of forestry managements on water quality and loading in brooks. Boreal Environment Research 4: 101-114.
3. Finér, L., Ahtiainen, M., Mannerkoski, H., Möttönen, V., Piirainen S, Seuna, P. and Starr, M. 1997. Effects of harvesting and scarification on water and nutrient fluxes. Finnish Forest Research Institute Research Paper 648.
4. Piirainen S, Finér L and Starr M 1998 Canopy and soil retention of nitrogen deposition in a mixed boreal forest in eastern Finland. Water Air and Soil Pollution 105: 165-174
5 Finér, L., Mannerkoski, H., Piirainen, S. and Starr, M. 2002. Carbon and nitrogen pools in an old-growth, Norway spruce-mixed forest in eastern Finland and changes associated with clear-cutting. Forest Ecology and Management 174: 51-63.
6. Palviainen, M., Finér, L., Kurka, A-M., Mannerkoski, H., Piirainen, S. and Starr, M. 2004. Decomposition and nutrient release from logging residues after clear-cutting of mixed boreal forest. Plant and Soil 263(1): 53-67.
7. Piirainen, S., Finér, L., Mannerkoski, H. and Starr, M. 2003. Effects of forest clear-cutting on the carbon and nitrogen fluxes through podzolic soil horizons. Plant and Soil 239: 301-311.
8. Ahtiainen, M., Finér, L., Haapanen, M., Kenttämies, K., Mattsson, T. and Rämö, A. 2003. Näkyvätkö hakkuun ja maanmuokkauksen vaikutukset valumaveden laadussa - tehoavatko ympäristönsuojeluohjeet? Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 886: 25-33.

Peltomaan sähköiset ominaisuudet kasvukunnon mittarina

Electrical properties of cultivated soil as a measure of soil productivity

Antti Ristolainen*[1], Pekka Hänninen[2], Antti Jaakkola[3] ja Laura Alakukku[1]

[1] Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus, Maaperä ja ympäristö, E-talo 31600 Jokioinen
[2] Geologian tutkimuskeskus, PL 96, 02151 Espoo
[3] Helsingin yliopisto, Soveltavan kemian ja mikrobiologian laitos, PL 27 (Latokartanonkaari 11), 00041 Helsingin Yliopisto

Tausta

Sadon määrä ja laatu vaihtelevat lohkon sisällä huomattavasti. Puimureihin asenettavat GPS-paikannukseen perustuvat sadonmittauslaitteet edustavat uutta tekniikkaa, jonka perusteella pellon sisäisen satovaihtelun mittaaminen on mahdollista. Satovaihtelun huomioon ottaminen viljelyn päätöksenteossa vaatisi kuitenkin tietoa vaihtelun syistä ja uusia menetelmiä maasta johtuvan vaihtelun mittaamiseen. Vaihteluun vaikuttavien tekijöiden mittaminen ja hallinta olisi tärkeää siirryttäessä lohkokohtaisista viljelytoimista tarkemmin paikkaan sidottuun täsmäviljelyyn

Geofysikaalisista menetelmistä sähkönjohtavuus- ja dielektrisyysmittauksia voidaan tehdä edullisesti aluemittakaavassa. Sähkönjohtavuus riippuu lähinnä maan saves- ja vesipitoisuudesta ja maaveden ionipitoisuudesta (1). Dielektrisyyttä käytetään yleisesti maan vesipitoisuuden mittaukseen. Vesipitoisuuden ja dielektrisyyden välistä funktiota kuvataan yleensä empiirisillä yhtälöillä, eikä dielektrisyys ole herkkä muille tekijöille, kuten maan ravinnepitoisuudelle (2, 3). Maailmalla peltomaiden kaupallinen sähkönjohtavuuskartoitus on yleistymässä sekä resistiivisyymittauksena (Veris System, Veris tech, USA) että elektromagneettiseen induktioon perustuvilla laitteilla (EM38, Geonics ltd, Canada). Tämä johtuu siitä, että maan sähkönjohtavuuden on raportoitu korreloivan useiden maan kasvukunnolle oleellisten tekijöiden, kuten mekaanisen maalajin, maan vedenpidätyskyvyn ja maan ravinteisuuden, kanssa (4, 5, 6). Uusille mittausmenetelmille täytyy kuitenkin asettaa tiettyjä ehtoja ennen niiden yleistymistä i) mittausten on oltava spatiaalisesti stabiileja, ii) spatiaalisen rakenteen on oltava myös ajallisesti pysyvä ja iii) mitatuilla suureilla on oltava viljelyn kannalta mielekäs selitys (7).

Aineisto ja menetelmät

Suomessa MTT:n, GTK:n ja HY:n yhteisessä MaSa -maaperäfysiikka ja sato hankkeessa on mitattu kartoitusmielessä maan sähkönjohtavuutta ja dielektrisyyttä (vesipitoisuutta) sekä savi- että hietapelloilta. Tutkimuksessa mitattiin vuosina 2002-2004 peltomaan muokkauskerroksen dielektrisyyttä ja sähkönjohtavuutta kapasitiivisella mittarilla (plakk, Estonia) ja sähkönjohtavuutta johtavuustalikolla (8). Mittaukset tehtiin 10*10m (Jokioinen) ja 12*12m (Hausjärvi) gridillä. Tutkimuksen koekentät sijaitsivat Jokioisissa savimaalla (maalaji As, HtS, HsS) ja Hausjärvellä hiedalla (He, HHt, KHt). Pelloilta otettin referenssinäytteitä maalajin, orgaanisen aineksen pitoisuuden, viljavuuden ja maan vedenpidätyskyvyn määrittämistä varten.

Tulokset ja tarkastelu

Tutkimuksen tulokset ovat suurelta osin yhteneväisiä maailmalla raportoitujen kanssa. Maan sähköisten ominaisuuksien (dielektrisyys ja sähkönjohtavuus) perusteella voidaan peltomaita luokitella hienoaines (erityisesti saves) ja orgaanisen aineksen pitoisuuden perusteella. Esimerkiksi Jokioisten savilla sähkönjohtavuudella voidaan selittää parhaimmillaan yli 50 prosenttia lohkon sisäisestä vaihtelusta savespitoisuudessa. Luokittelu perustuu ensisijaisesti eri maalajeille tyypilliseen vedenpidätyskykyyn. Referenssinäytteiden perusteella Jokioisten lohkoilla (maalaji AS, HtS, HsS) savespitoisuus hallitsee maan vedenpidätyskykyä sekä märissä (kenttäkapasiteetti) että kuivissa (lakastumisraja) olosuhteissa. Mittausten ajoitus kuitenkin vaikuttaa luokittelutarkkuuteen. Savilla dielektrisyymittauksia tulisi välttää märissä (kosteus selvästi yli kenttäkapasiteetin) ja

sähkönjohtavuusmittauksia kuivissa (maa halkeilee) olosuhteissa. Molemmilla maalajeilla myös lannoitus tasoittaa pellon sisäistä vaihtelua sähkönjohtavuudessa ja heikentää luokittelun tarkkuutta. Haluttaessa laajentaa luokittelua pellon sisäisen vaihtelun mittaamisesta alueellisiin mittauksiin, tutkimukseen tulisi ottaa mukaan myös muita yleisesti viljelyssä olevia maalajeja (hiesut ja moreenit) saven ja hiedan lisäksi.

Kirjallisuus

1. Rhoades, J. D., Raats P.A. & Rather R.J. 1976. Effects of liquid-phase electrical conductivity, water content, and surface conductivity on bulk soil electrical conductivity. *Soil Science Society of America Journal 40*:651-655.
2. Sutinen, R. 1992. Glacial deposits, their electrical properties and surveying by image interpretation and ground penetrating radar. *Geological Survey of Finland Bulletin 359*, 123 p.
3. Topp, G.C., Davis J.L. & Annan A.P..1980. Electromagnetic determination of soil water content: Measurements in coaxial transmission lines. *Water Resources Research 16*: 574-582.
4. Corwin, D.L. & Lesch, M.S. 2003. Application of soil electrical conductivity to precision agriculture: theory, principles, and guidelines. *Agronomy Journal* 95:455-471.
5. Godwin, R.J. & Miller, P.C.H. 2003. a Review of technologies for mapping within-field variability. *Biosystems Engineering* 84: 393-407.
6. Domsch, H & Giebel, A. 2004. Estimation of soil textural features from soil electrical conductivity recorded using the EM38. *Precision Agriculture* 5: 389-409.
7. Hartsock, N. J., T. G. Mueller, G. W. Thomas, R. I. Barnhisel, and K. L. Wells and Shearer S. A. 2000. Soil Electrical Conductivity Variability. In. P.C. Robert et al. (ed.) Proc. 5th international conference on precision Agriculture. ASA Misc. Publ., ASA, CSSA, and SSSA, Madison, WI.
8. Puranen, R, Sulkanen, K., Nissinen, R. & Simelius, P. 1999. Ominaisvastusluotaimet ja vastustalikot. Geologian tutkimuskeskus, Q15/27.4/99/2, 8p.

Physical and physico-chemical properties of growth-media mixtures of peat and composted tree-seedling waste

Kasvuturpeen ja kompostoidun puuntaimijätteen seosten fysikaaliset ja fysikaalis-kemialliset ominaisuudet

Anna-Maria Veijalainen* and Juha Heiskanen

Finnish Forest Research Institute, Suonenjoki Research Station, 77600 Suonenjoki, Finland

Introduction

Approximately 150 million forest tree seedlings are delivered for planting annually in Finland (1). The seedlings affected by plant diseases or pests, or not meeting the size and shape requirements, are culled off before selling. The organic waste produced by nurseries therefore includes culled tree seedlings and their containerized growth media, as well as weeds, clipped grass and fallen leaves.

Nowadays there is increasing political and economical pressure on minimizing the generation and landfilling of waste materials. One practical solution for forest-nursery waste would be using composted organic waste as a component of the growth media in forest nurseries. Evaluation of the basic physical and physico-chemical properties of the compost is necessary in order to determine the suitability of composted tree-seedling waste for growth media in tree-seedling production.

Materials and methods

The studied growth-media mixtures were prepared volumetrically by hand using a 10 litre bucket at the end of April 2002 (Table 1). The peat was unfertilized, light sphagnum peat-growth medium used for tree seedling production (Finnpeat M02, Kekkilä, Finland). The compost medium was taken from a four-year-old (1998-2002) stacked compost made of rejected bare root- and container-tree seedlings (with peat in containers) and weeds at Suonenjoki forest nursery. The compost medium was sieved through a mesh size of 4 mm before mixing to remove coarse, undegraded woody twigs. The water-retention characteristics, as well as the other soil variables, were determined using standard methods (2). Total porosity was estimated as (particle density-bulk density)/particle density.

Medium	Peat (%)	Compost (%)
100P	100	0
75P25C	75	25
50P50C	50	50
100C	0	100

Table 1. Growth-media mixtures of sphagnum peat (P) and four-year-old tree-seedling compost (C) (n=6).

Results and discussion

The particle size in 100 % compost was relatively fine as it was dominated by particles <1 mm (>80 %). In 100 % peat, the respective proportion was markedly lower (<50 %) (Fig. 1). Bulk density increased along with the proportion of compost in the growth medium (Fig. 1). Total porosity decreased with the increasing proportion of compost in the growth medium (Fig. 2). Water release in desorption at near-saturation was less in 100C than in the media containing peat, which suggests that finer pores predominate the pore space in the compost.

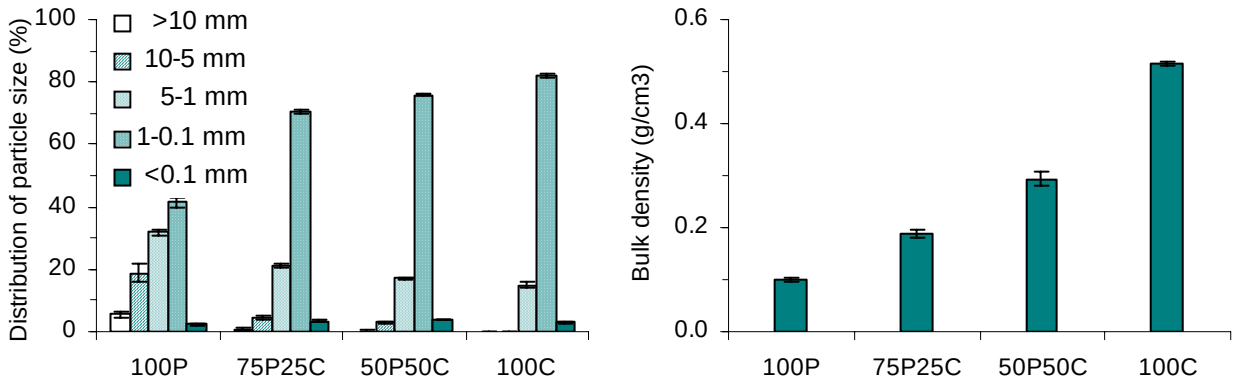


Fig. 1. Mean particle-size distribution by mass (±sd) using dry sieving (n=3) and mean bulk density (±sd) for the growth media (n=6).

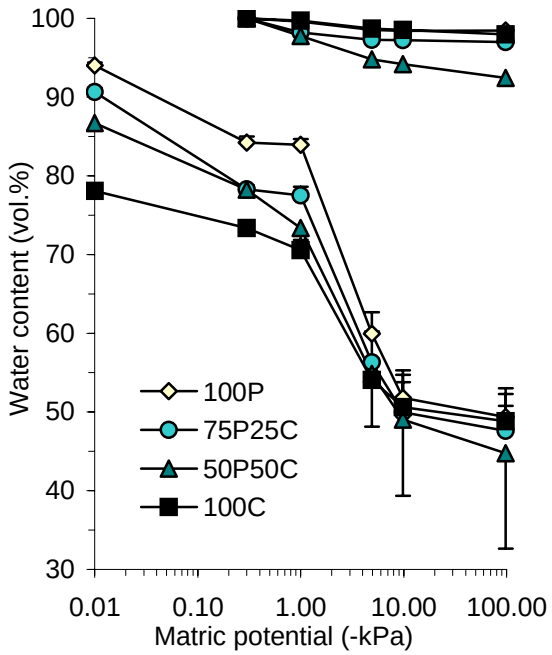


Fig. 2. Water retention-characteristics at desorption (mean+sd) in relation to near-saturation volume (at -0.3 kPa) of the growth media (n=6). Total porosity plotted at -0.01 kPa. Mean decrease in volume in the upper (100% at 0.3 kPa).

The tree-seedling compost was found to have a relatively fine texture and high density compared with peat. In addition, the water-retention characteristics suggest that total porosity and the proportion of coarse pores are low. In general, mixtures containing finer particles have a lower air-filled porosity and thus lower oxygen-diffusion rate, which may have a negative effect on root and shoot growth (3). In the media with small spores, the amount of available water may also be low, because the movement of water from the inner small pores to the outer regions of the particles is slow (3).

During the first growing season in seedling containers (PL-81F), the loss on ignition of the growth media decreased (Fig. 3). The peat-containing media tended to become compacted as the particle density increased, most probably due to degradation of the material into smaller particles (4). In 100C, however, the trend was the reverse, because the leaching of minerals after irrigation obviously decreased particle density and slightly increased loss on ignition.

Overall, the pH tended to increase, which is probably caused by the presence of bicarbonates in the irrigation water and the dissolution of lime in the peat-containing media (Fig. 3) (3).

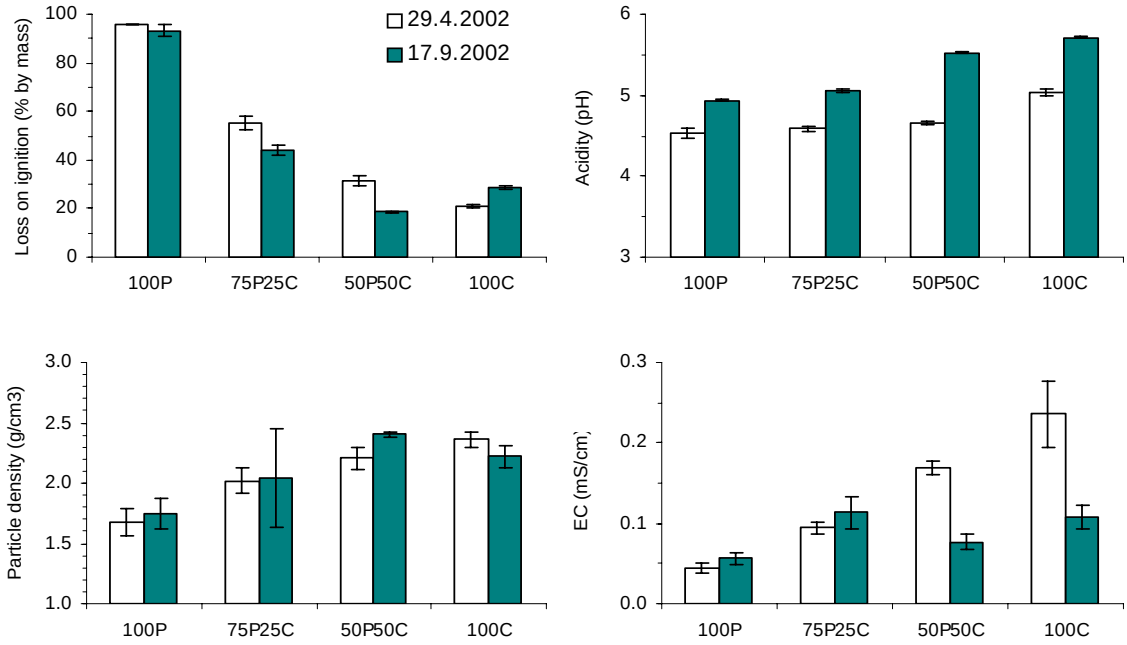


Fig. 3. Means for loss on ignition (at 550 °C), particle density (determined by liquid pycnometers), pH and electrical conductivity (±sd) of the growth media (n=6). pH and EC were measured on milled 5 ml samples in 25 ml deionized water (1:5) after 2 hours mixing.

Electrical conductivity was initially high in 100C compared to unfertilized 100P owing to concentration of the electrolytes during composting (Fig. 3) (5). During seedling growing, EC slightly increased in 100P and 75P25C, while it clearly decreased in other media obviously due to leaching after irrigation. The possible lack of colloids in the compost with low organic matter content may have promoted the leaching (6).

The use of tree-seedling waste as a component of growth media needs further study. It is evident, that the physical properties of growth media, such as aeration and the availability of nutrients, have a major effect on the growth of seedlings. These physical properties can be improved by choosing different types of seedling container or growth-media mixtures. On the other hand, there are also alternative uses for the compost, for example for landscaping, lawns or as soil conditioners.

References

1. Poteri, M. 2003. Forest nurseries in Finland. In: Riley, L.E., Dumroese, R.K., Landis, T.D. (technical coordinators), National Proceedings: Forest and Conservation Nursery Associations – 2002. Ogden, UT: USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station. Proceedings RMRS-P-28: 59-63.
2. Heiskanen, J. 1993. Variation in water retention characteristics of peat growth media used in tree nurseries. Silva Fennica 27: 77-97.
3. Bunt, A.C. 1988. Media and mixes for container-crown plants. Unwin Hyman Ltd, London. 309 p.
4. Ingram, D.L., Henley, R.W. & Yeager, T.H. 1991. Growth media for container grown ornamental plants. Bulletin 241. Florida Cooperative Extension Service. Institute of Food and Agricultural Sciences, University of Florida. 22 p. (http://edis.ifas.ufl.edu/BODY_CN004)
5. Riviere, L.M. & Milhau, C. 1983. The use of wood waste composts in the making of substrates for container crops. Acta Horticulturae 150: 475-489.
6. Minnich, J. & Hunt, M. 1979. The Rodale Guide to Composting. Rodale Press. Inc. 405 p.

Sessio III

Teema: Maaperän kemialliset ominaisuudet ja maaperäluokitus

Maaperän kemialliset ominaisuudet ja reaktiot, ravinnesuhteet ja vuorovaikutukset maaperäfysiikan ja –biologian, sekä tuotannon ja ympäristön kannalta pelto- ja metsämaissa.
Maaperän tila, haitta-aineet ja niiden puhdistus.
Maaperäluokitus ja kartoitus.

Maan analysointi ja luokittelu: kansallisia ja kansainvälisiä näkökohtia

Analysis and classification of soils: national and international points of view

Markku Yli-Halla

Soveltavan kemian ja mikrobiologian laitos, PL 27, 00014 Helsingin yliopisto

Johdanto

Kansallisilla, tietyn alueen maan ominaisuuksien pohjalta kehitetyillä analyysimenetelmillä on vankka asema käytännön elämässä. Tyypillisimpiä näistä ovat maan helppoliukoisten ravinteiden uuttoon käytetyn viljavuusanalyysin menetelmät. Näiden tulosten kansainvälinen ymmärrettävyys on usein heikko, kun ulkomaalainen lukija ei ymmärrä pelkkiä lukuja tarkastelemalla, mikä tulos on paljon, mikä vähän. Eri alueiden/ valtioiden maaperän ominaisuuksien vertailu edellyttää yhdenmukaisten menetelmien käyttämistä. Esimerkiksi maan hiilen ja typen kokonaispitoisuudet, kationinvaihtokapasiteetti, maan pH ja alkuaineiden (pseudo)kokonaispitoisuudet määritetään kaikkialla likimain samalla tavalla. Laajalle levinneet uuttomenetelmät saattavat kuitenkin joissain oloissa antaa irrelevantteja ja suorastaan harhaanjohtavia tuloksia. Ne voivat uuttaa uudentyyppisestä maasta sellaisia ainesosia, jotka eivät vastaa menetelmän alkuperäistä tarkoitusta.

Nimi ilmaisee tiivistetysti maan keskeiset ominaisuudet ja on tiedonvälityksen apuneuvo. Kansallisen järjestelmän mukaan nimetyt maalajit eivät aina avaudu ulkomaalaisille lukijoille, jolloin sinänsä soveltamiskelpoiset tiedot voivat jäädä huomiotta. Siksi on tarpeen käyttää myös kansainvälisten luokitusjärjestelmien mukaisia nimiä. Maannosluokituksen järjestelmiä ovat mm. FAOn järjestelmä ja sen perusteella kehitetty World Reference Base for Soil Resources (WRB) ja amerikkalainen Soil Taxonomy. Myös lajitekoostumuksen ja orgaanisen aineksen pitoisuuden perusteella annetuille nimille on melko vakiintunut (englanninkielinen) termistö. - Käsittelen tässä esityksessä 1) muutamia menetelmiä, joiden on Suomessa todettu johtaneen menetelmien alkuperäisen tarkoituksen vastaisiin tuloksiin, 2) tulosten tulkintaa ja 3) annan esimerkkejä maan luokittelun käsitteiden käytöstä.

Maa-analyysimenetelmiä koskevia näkökohtia

Maaperämme melko runsaat rapautumattomien mineraalien varat vaikeuttavat vahvasti happamilla uuttoliuoksilla saatujen tuloksien vertaamista rapautuneemmilla mailla saatuihin tuloksiin. Kansainvälisestikin käytetty maan Fe- ja Al-oksidien P-kyllästysasteen määrittäminen perustuu oksalaattiuuttoisen P:n, Fe:n ja Al:n pitoisuuksiin. Kyllästysaste (*Degree of P Saturation*, DPS) lasketaan moolisuhteena P/(Al+Fe). Hapan oksalaattiliuos uuttaa myös luontaisen apatiitin sitomaa P:ia, ja maidemme DPS näyttää kovin korkealta. Profiilissa DPS voi olla korkein C-horisontissa, jossa helppoliukoisen P:n pitoisuus on pieni; meillä DPS:n laskeminen voidaan paremmin perustaa esimerkiksi NH_4F- ja NaOH-uuttoisen P:n summan ja oksalaattiuuttoisen Fe:n + Al:n moolisuhteelle (1). Amerikkalainen GLEAMS-huuhtoutumismalli, jossa labiilin P:n pitoisuus lasketaan vaikealiukoisemman P:n funktiona, ei samasta syystä antanut läheskään oikeaa käsitystä peltojemme helppoliukoisen P:n tasosta ja pitoisuuden kehityksestä ilman huomattavaa P-osan muokkausta (2).

Kuningasvesiuuttoa tultaneen käyttämään mm. EU:n maaperänsuojelun puitedirektiiviin sisältyvässä maaperän tilan seurannassa raskasmetallien uuttamisessa. Suomessa etenkin savimaista saadaan tällä menetelmällä varsin korkeita pitoisuuksia, mutta ne eivät yleensä ilmaise saastumista, vaan metallit ovat pääosin rapautumattomissa mineraaleissa. Savespitoisuus on otettava huomioon tuloksia tulkittaessa (3), ja saastumisen asteen arvioimisessa voi olla hyvä verrata pintamaan ja syvempien maakerrosten pitoisuuksia (4).

Pinta- ja pohjamaassa vallitsevien pitoisuuksien suuri osamäärä indikoi ainakin samantapaisesta lähtöaineksesta syntyneessä maassa metallien kertymistä pintaan.

Tarkempaa tietoa metallien jakautumisesta eri tavalla sitoutuneisiin varoihin saadaan hellävaraisemmilla uttoliuoksilla tai perättäisten uuttojen menetelmillä. Täsmälleen samalla menetelmällä saatuja tuloksia on kuitenkin yleensä vähän. Tilannetta selkeyttämään kehitettiin hiljattain EU:n rahoituksella nelivaiheinen uutto, jossa käytetään seuraavia uuttoliuoksia: 1) etikkahappo, 2) hydroksyyliammoniumkloridi, 3) ammoniumoksalaatti ja 4) kuningasvesi (5). Menetelmän kehittelyvaiheessa havaittiin, että pienehköltäkin näyttävä menetelmän muutos saattaa vaikuttaa ratkaisevasti tuloksiin: Uuttokemikaalit pysyivät samana mutta 2)-vaiheessa pH:ta laskettiin 2,9:stä 1,5:een ja hydroksyyliammoniumkloridin konsentraatiota nostettiin 0,1 M:sta 0,5 M:iin, jolloin Pb:n uuttuminen tässä vaiheessa viisinkertaistui ja Cu:n yhdeksänkertaistui, ja seuraavan vaiheen tulokset pienenivät. Eri tutkimusten tulosten relevantti vertailu vaatii siis huolellista menetelmiin perehtymistä.

Esimerkkejä maannosnimien käytöstä

Hiili- ja typpivarojen suuruuden arviointiin on käytetty eri maannosten tyypillisiä alkuainepitoisuuksia. Batjes (6) teki laskelman maailman maaperän hiili- ja typpivaroista käyttäen FAO:n maailman maaperäkartalla olevien maannosten (esimerkiksi Orthic Podzols, Eutric Cambisols) pinta-aloja ja tietoja, joita eri tietokannoissa oli maannosten hiili- ja typpipitoisuuksista ja tilavuuspainoista. Nyttemmin EU:n maaperän hiilivarakartta on laadittu Euroopan maaperäkartan ja maannosten hiilipitoisuustietojen perusteella (7). Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) on julkaissut ohjeet maan hiilivarojen laskemiseksi. Niissä WRB-järjestelmän mukaiset maannokset on jaettu kuuteen ryhmään, joille on ilmoitettu hiilivaraston suuruus 0-30 cm:n kerroksessa kahdeksalla eri ilmastovyöhykkeellä (8). Tämäntyyppisten apuneuvojen käyttö edellyttää, että tiedämme maaperämme maannosten jakauman. Maaperäkartoista saatava informaatio ei voi kuitenkaan olla sen tarkempaa kuin karttojen pohjana olevan kartoitustyön tarkkuus.

Olemme osallistuneet varsin vähän kansainvälisten luokitusjärjestelmien kehittämiseen. Tästä syystä niissä ei ole aina varauduttu täkäläisissä maissa esiin tuleviin ominaisuusyhdistelmiin. Niinpä luokittelukriteerien suoraviivainen noudattaminen ei välttämättä mahdollista maidemme ominaisuuksien osuvaa julkilausumista. Esimerkiksi happaman sulfaattimaan nimi *Thionic Gleysol* edellyttää WRB-järjestelmässä, että sulfidikerros (*sulfidic materials*) tai erittäin hapan kerros (pH<3.5, *sulphuric horizon*) ovat lähempänä kuin metrin päässä maan pinnasta. Suomalaisilla sulfaattimailla nämä kerrokset ovat useimmiten syvemmällä, esimerkiksi 150 cm:ssä. Maannosnimien sääntöjen mukainen luova käyttö antaa kuitenkin ilmaisumahdollisuuksia. Voimme luonnehtia tällaista maata seuraavasti: *A Dystric Gleysol with sulfidic materials/ sulphuric horizon below 150 cm.*

Monesti joudumme ilmaisemaan suomalaisten maalajien nimiä englanniksi. Kivennäismaat ovat melko ongelmattomia, joskin lajitekoostumusnimissä on syytä pitäytyä niihin kriteereihin ja termeihin, jotka ovat kansainvälisissä maalajikolmioissa eikä pyrkiä kääntämään nimiä sanasta sanaan. Meillä historiallisesti vakiintuneita multamaata ja liejua on kuitenkin vaikea kääntää yhdellä sanalla siten, että ulkomainen lukija saisi oikean käsityksen. Näillä mailla esiintyvien maannosten kirjokin saattaa olla suuri.

Johtopäätökset

Kemiallisten maa-analyysimenetelmien antamien tulosten järkevä käyttö edellyttää, että tiedetään, miten kyseinen menetelmä tutkituntyyppisessä maassa toimii ja mitä saatava tulos kyseisellä maalla kuvastaa. Tutkimusmenetelmien valinnassa on ymmärrettävä tulosten syntyyn vaikuttavat maan prosessit ja uuttumisen mekanismi. Muuten saatetaan tehdä vääriä päätelmiä, jotka voivat johtaa kalliisiin virhearviointeihin. Analyysitulokset vaativat aina asiantuntevaa ja paikallisen maaperän ominaisuudet huomioonottavaa tulkintaa.

Mahdollinen EU:n maaperänsuojelun puitedirektiivi tuonee mukanaan kansallisissa seurannoissa totutusta poikkeavia menettelyjä, kun seurantakohteiden maannos pitää luonnehtia, ja monitoroitavat suureet ja käytettävät menetelmät ovat osittain muita kuin kansallisesti on ollut tapana. Kansalliset ja EU-tasoiset seurannat eivät korvaa toisiaan. Meillä on kansallisiin menetelmiin perustuvia kartoituksia ja pitkäaikaisia seurantoja, ja uusiin menetelmiin siirtyminen katkaisisi niiden tulosten ajallisen ketjun. Eri laitosten on toimittava kiinteässä yhteistyössä, jotta pystymme kokoamaan EU-tasoisen seurannan vaatimat resurssit ja jatkamaan kansallisten seurantojen tärkeimpiä osia. On myös vaikutettava siihen, että EU-tasoisissa seurannoissa omaksutaan meidän oloihimme sopivia menetelmiä ja tulosten tulkintaan liittyviä menettelyjä.

Maannosnimien ja kansainvälisesti yhdenmukaisten analyysimenetelmien käyttö auttaa meitä välittämään maaperästämme ymmärrettävän kuvan myös ulkomaille ja suhteuttamaan oman maaperämme ominaisuudet ulkomaiden maaperän ominaisuuksiin. Tämä voi avata uusia mahdollisuuksia muualla tuotetun tiedon soveltamiseen Suomessa ja edistää täällä tuotetun tiedon käyttöä muualla. Kasainvälisiin seurantoihin osallistumalla pystymme myös osoittamaan maaperämme ja elinympäristömme puhtauden uskottavalla tavalla eri tahoille.

Kirjallisuus

1. Peltovuori, T., Uusitalo, R. & Kauppila, T. 2002. Phosphorus reserves and apparent phosphorus saturation in four weakly developed cultivated pedons. Geoderma 110: 35-47.
2. Yli-Halla, M., Tattari, S., Bärlund, I., Tuhkanen, H.-R., Posch, M., Siimes, K. & Rekolainen, S. 2005. Simulating processes of soil phosphorus in geologically young acid soils of Finland. Transactions of the ASAE (painossa).
3. Smit, H. 1997. Contaminated soils. Proceedings of Colloquium 3. International Conference on the Biochemistry of Trace Elements, Paris, May 15-19, 1995. INRA.
4. Tarvainen, T. & Schmidt-Thomé, P. 2003. Heavy metal enrichment factors for different analytical methods. Geological Survey of Finland, Special Paper 36: 61-65.
5. Rauret, G., López-Sánchez, J.F., Sahuquillo, A., Rubio, R., Davidson, C., Ure, A. & Quevauviller, Ph. 1999. Improvement of the BCR three step sequential extraction procedure prior to the certification of new sediment and soil reference materials. Journal of Environmental Monitoring 1: 57-61.
6. Batjes, N.H. 1996. Total carbon and nitrogen in the soils of the world. Eur. J. Soil Sci. 47: 151-163.
7. Jones, J.A.A., Hiederer, R., Rusco, E., Loveland, P.J. & Montanarella, L. 2004. The map of organic carbon in topsoils in Europe: version 1.2 - September 2003. Special Publication Ispra 2004 No.72. EUR 21209EN
8. IPCC 2003. Good Practice Guidance for Land-Use, Land-Use Change and Forestry. Published by the Institute for Global Environmental Strategies (IGES) for the IPCC (Intergovernmental Panel On Climate Change).

Kehittyneiden ojitusmenetelmien ja maan ominaisuuksien vaikutus salaojavalunnan laatuun happamilla sulfaattimailla

Effects of sophisticated drainage techniques and soil properties on drainage water quality on acid sulphate soils

Ilona Bärlund*[1)], Sirkka Tattari[1)], Markku Yli-Halla[2)] ja Mats Åström[3)]

[1)]Suomen ympäristökeskus (SYKE)
[2)]Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus (MTT)
[3)]Kalmarin yliopisto

Johdanto

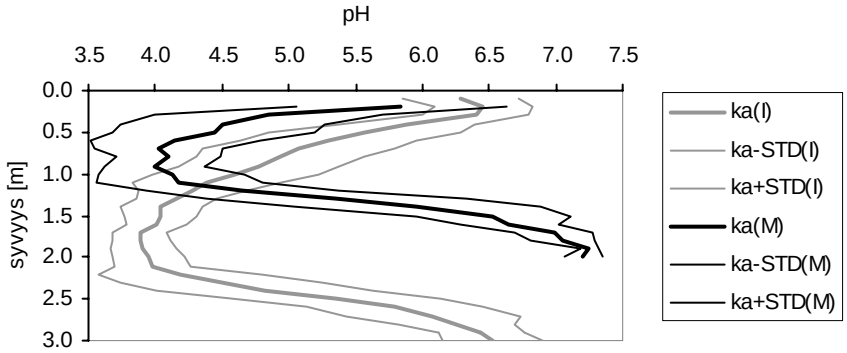
Itämeren Litorina -vaiheen aikana syntyi runsaasti rikkiä sisältäviä sedimenttejä, joista kehittyi happamia sulfaattimaita. Nämä maat sijaitsevat pääasiassa Pohjanlahden rannikkoalueilla. Kuivatuksen yhteydessä nämä maat happamoituvat, kun alunperin sulfidimuotoinen rikki hapettuu rikkihapoksi, ja samalla vapautuu metalleja maanesteeseen ja edelleen kuivatus- ja valumavesiin. HAPSU -projektissa kerättiin tuloksia kahdelta koekentältä Pohjanlahden rannikkoalueella: Ilmajoelta vuosilta 1998-2002 ja Mustasaaresta vuosilta 1999-2001. Tutkimuksessa selvitettiin tehostetun maaperän pintakalkituksen, kalkkisuodinojituksen ja säätösalaojituksen tehokkuutta valumavesien laadun parantajana. Kalkituksella pyritään neutraloimaan syntyvä happamuus kun taas säätösalaojitus tähtää siihen, että sulfidikerrokset pysyisivät pohjaveden pinnan alapuolella, mikä ehkäisisi sulfidien hapettumista ja happamuuden muodostumista.

Aineisto ja menetelmät

Mittaukset tehtiin Ilmajoen (62.72°N, 22.53°E) ja Mustasaaren (63.05°N, 21.71°E) koekentillä. Koekentät jaettiin ruutuihin siten, että tarkasteltiin erikseen säätösalaojituksella, kalkkisuodinojituksella sekä näiden yhdistelmällä varustettuja ruutuja. Vertailuruuduissa oli tavanomainen salaojitus. Näytteitä salaojavalunnasta otettiin 1-2 kertaa viikossa keväällä ja syksyllä vuosina 1998-2002 ja niistä analysoitiin pH, asiditeetti, sulfaatti ja raudan, mangaanin ja alumiinin kokonaispitoisuus. Lisäksi seurattiin pohjaveden korkeutta viikoittain läpi vuoden. Maasta otettiin näytteitä 2 metrin syvyyteen Mustasaaressa ja 3 metrin syvyyteen Ilmajoella. Tutkittuja muuttujia olivat pH sekä sulfaatin, raudan, mangaanin ja alumiinin pitoisuudet. Al uutettiin puskuroimattomalla 0.1 M $BaCl_2$:lla, Mn ja SO_4-S 1 M ammoniumasetaatilla (pH 7.00). Lisäksi maan pH ja redoxpotentiaali mitattiin anturilla *in-situ*. Maanäytteiden avulla molemmilla alueilla profiilista paikallistettiin kaikkein happamin kerros, hapettuneen ja pelkistyneen maan välinen kerros sekä pelkistynyt pohjamaa.

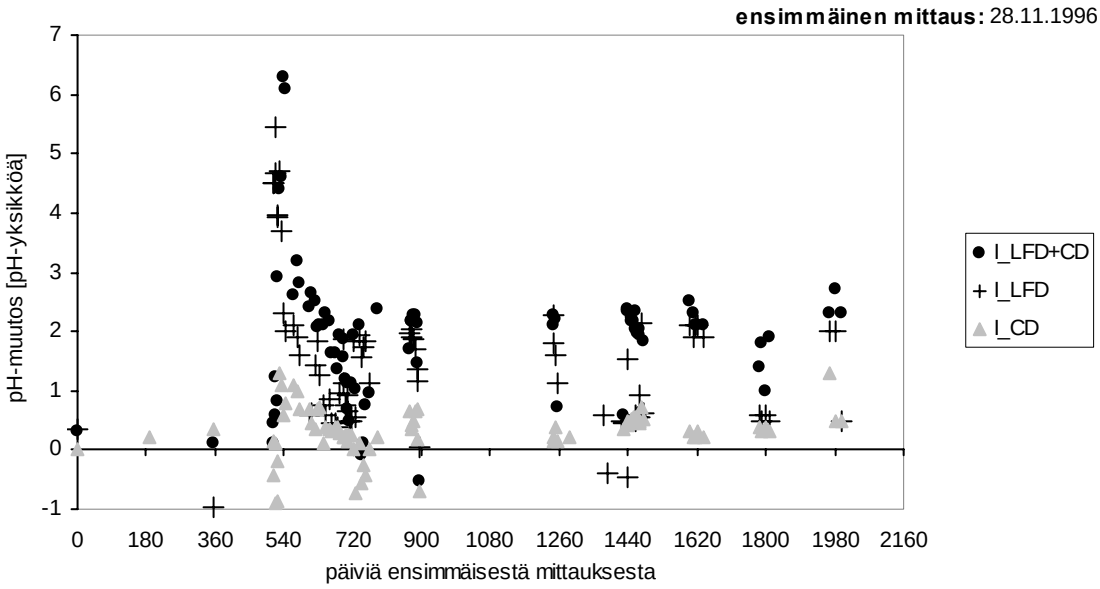
Tulokset ja tarkastelu

Tutkimustulosten mukaan (1,2) Ilmajoella sulfidikerrokset alkavat noin kahden metrin syvyydestä, mutta Mustasaaren kentällä ne ovat lähempänä pintaa. Ominaisuudet kuvaavat alueiden historiaa. Ilmajoen koekenttä sijaitsee alueella, joka nyt on 47 metriä merenpinnan yläpuolella ja joka on pitkään ollut maatalouskäytössä, salaojitettuna 1930-luvulta lähtien ja ojitettuna noin 100 vuotta pitempään. Mustasaaren koekenttä sijaitsee pengerrysalueella nykyisen merenpinnan tasolla ja se on otettu maatalouskäyttöön vasta 1950-luvulla. Tulosten mukaan maaperän ominaisuudet vaikuttavat merkittävästi menetelmien tehoon. Vaikka molempien alueiden pH:n minimi maaprofiilissa on samaa suuruusluokkaa (noin pH 4), sijaitsee minimikohta Mustasaaressa noin yhden metrin syvyydessä kun taas Ilmajoella vastaava syvyys on selvästi salaojasyvyyden alapuolella (Kuva 1). Mustasaaren kaltaisilla mailla sulfidikerrokset jäävät kesäisin pohjaveden pinnan yläpuolelle ja säätösalaojituksesta huolimatta tuottavat runsaasti happamuutta valumavesiin.



Kuva 1. Ilmajoen (I) ja Mustasaaren (M) koekenttien maaprofiilin keskimääräinen (ka) pH sekä vaihteluväli (±STD).

Myös valumavesien metallipitoisuuksissa havaittiin selviä eroja. Ilmajoella kalkkisuodinojitus piti valumaveden pH:n puolitoista pH-yksikköä, yhdistetty kalkkisuodin- ja säätösalaojitus jopa kaksi pH-yksikköä korkeammalla kuin tavallinen salaojitus vielä viisi vuotta ojituksen asennuksen jälkeen (Kuva 2). Mustasaaressa ei kalkkisuodinojien neutralointikapasiteetti riittänyt valumavesien suuremman happamuuden vähentämiseen.



Kuva 2. Menetelmien vaikutus salaojaveden pH arvoon suhteessa referenssiruutuun Ilmajoen koekentän ruuduilla, joissa oli kalkkisuodin- ja säätösalaojitus (LFD+CD), kalkkisuodinojitus (LFD) tai säätösalaojitus (CD).

Kirjallisuus

1. Bärlund, I., Tattari, S., Yli-Halla, M. and Åström, M. 2004. Effect of sophisticated drainage techniques on groundwater level and drainage water quality on acid sulphate soils. Final report of the HAPSU project. Finnish Environment 732, 68 pp. [http://www.environment.fi/publications]

2. Joukainen, S. ja Yli-Halla, M. 2003. Environmental impacts and acid loads from deep sulfidic layers of two well-drained acid sulfate soils in western Finland. Agriculture, Ecosystems and Environment 95: 297-309.

Suomi kansainvälisissä geokemiallisissa kartoituksissa

Finland in the international geochemical mapping programmes

Timo Tarvainen ja Reijo Salminen*

Geologian tutkimuskeskus, PL 96, 02151 ESPOO

Johdanto

Geologian tutkimuskeskus on osallistunut viime vuosina kolmeen suureen kansainväliseen geokemialliseen kartoitushankkeeseen joissa on selvitetty ravinteiden ja mahdollisesti haitallisten alkuaineiden taustapitoisuuksia maaperässä. Baltic Soil Survey -hanke kattoi kymmenen maata Itämeren ympäristössä, Barents Ecogeochemistry -hanke ulottui Suomesta Uralille ja FOREGS Geochemical Baseline Mapping Programme kartoittaa maaperän taustapitoisuuksia 26 Euroopan maassa.

Useissa Euroopan maissa on tehty kansallisia geokemiallisia maaperäkartoituksia. Suomessa tihein näyteverkko on Geologian tutkimuskeskuksen moreenigeokemiallinen kartoitus näytetiheydellä 1 näyte/4 km^2(1). Metsäntutkimuslaitos on tutkinut erityisesti metsämaiden ravinnepitoisuuksia ja MTT:llä on valtakunnallinen maatalousmaiden seurantaverkosto (2). Kansallisten kartoitusten vertaaminen on kuitenkin ollut vaikeaa Euroopan tasolla, koska käytetyt näytteenotto-, esikäsittely- ja analyysimenetelmät ovat vaihdelleet. ICP Forest -kartoituksessa (3) on kerätty useista Euroopan maista maaperänäytteitä yhtenäisellä menetelmällä, mutta analyysien jakaminen lukuisille kansallisille laboratorioille ei tuottanut täysin vertailukelpoisia analyysituloksia kaikkien alkuaineiden osalta.

Aineisto ja menetelmät

Baltic Soil Survey (BSS) hankkeessa kerättiin maatalousmaista näytteitä tasaisella 50 km x 50 km pisteverkolla (4). Kultakin pellolta otettiin 3-5 kuopasta yhdistelmänäyte sekä 50-75 cm syvyydeltä (BC-kerros tai muuttumaton pohjamaa, jankko) että pintamaasta 0-25 cm syvyydeltä (muokkauskerros). Suomesta mukaan tuli erilaisia maalajeja: hienojakoisia ja karkeajakoisia lajittuneita maalajeja, moreenia ja orgaanisia maalajeja. Näytteistä analysoitiin todelliset kokonaispitoisuudet, kuningasvesiliukoiset pitoisuudet ja ammoniumasetaattiin liukenevat pitoisuudet.

Barents Ecogeochemistry projektissa (5) kartoitettiin n. 50 alkuaineen ja muun parametrin pitoisuudet mineraalisessa ja orgaanisessa maaperässä, purovesissä ja sammalissa. 1,5 milj. neliökilometrin tutkimusalueelta kerättiin näytteet kaikista em. materiaaleista 1384 pisteestä, joista 286 oli Suomessa. Näytepisteet valittiin valuma-alueittain kunkin pisteen edustaessa noin 100 km^2:n valuma-aluetta. Totaalipitoisuuksien lisäksi mineraalisista maaperänäytteistä määritettiin kuningasvesiliukoiset pitoisuudet ja orgaanisista maaperänäytteistä ammoniumasetaatti liukoiset pitoisuudet.

FOREGS Geochemical Baseline Mapping hankkeessa kerättiin pinta- ja pohjamaata pienten valuma-alueiden latvaosilta regoliiteista tai muista mahdollisimman hyvin alla olevaa kallioperää kuvastavista maalajeista (6). Suomen näytteet edustavat moreenia. Tutkittu alue kattaa 4,2 milj. km^2 ja näytteenottopisteitä oli 848, joista 62 oli Suomessa. Näytteistä analysoitiin todelliset kokonaispitoisuudet ja kuningasveteen liukenevat pitoisuudet. Lisäksi kerättiin tulvasedimenttejä suurten jokien tulvatasangoilta. Suomessa jälkimmäinen näytetyyppi oli lähinnä savea.

Tulokset ja tarkastelu

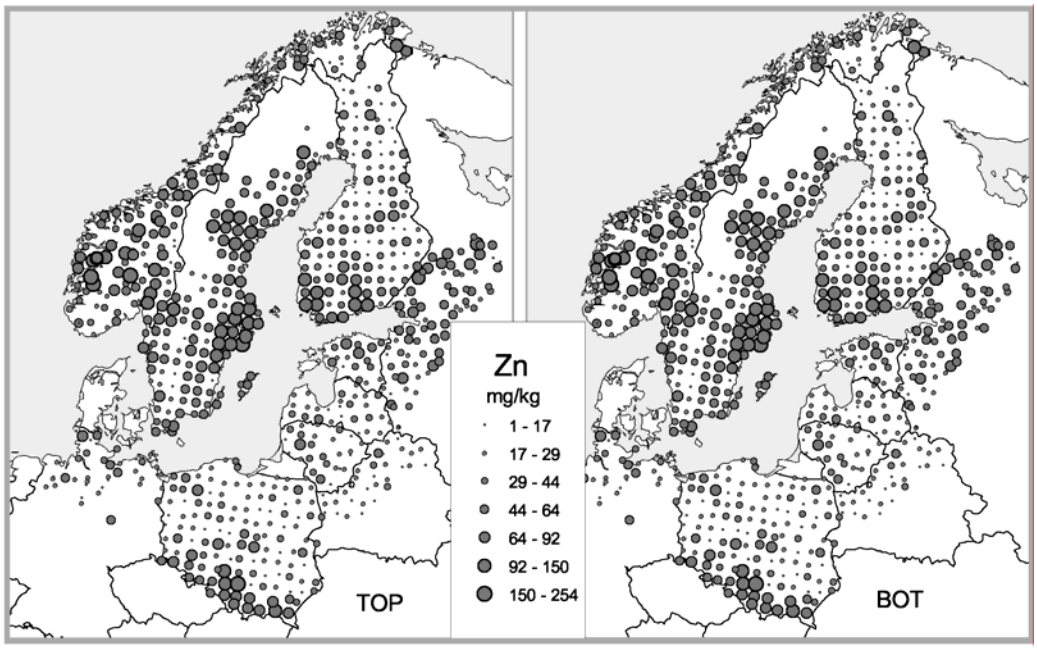
Baltic Soil Survey hankkeessa valitun säännöllisen pisteverkon takia etenkin Itä- ja Pohjois-Suomesta tuli mukaan useita näytteitä orgaanisilta maalajeilta. Siksi tässä aineistossa Suomen

maaperän orgaanisen aineksen määrä (mitattuna hehkutushäviönä) on suuri verrattuna muihin Itämeren valuma-alueen maihin. Orgaanisille maalajeille on tyypillistä korkeahko fosfori-, rikki- ja seleenipitoisuus erityisesti pintamaassa sekä alhainen pH. Useimpien hivenalkuaineiden pitoisuudet ovat pienet orgaanisten maalajien alueella, mutta muuten Suomen, Ruotsin ja Norjan hivenalkuainepitoisuudet ovat suurempia kuin Itämeren eteläpuoleisten karkeampirakeisten viljelysmaiden pitoisuudet. Erityisesti Lounais-Suomen savikoilta Keski-Ruotsin läpi eteläiseen Norjaan ulottuu monien alkuaineiden suhteen (Al, Be, Bi, Ce, Co, Cs, Cu, Ga, K, La, Nb, Pb, Rb, Sn, Ta, Tl, Y, Zn) anomaalinen vyöhyke (kuva 1). Fosforin, kadmiumin ja seleenin pitoisuudet ovat Suomessa selvästi korkeampia pintamaassa kuin pohjamaassa.

Itämeren ympäristön maatalousmaiden geokemiallisessa atlaksessa (4) esitettyjen kokonaispitoisuuksiin tai kuningasvesiliukoisiin pitoisuuksiin perustuvien karttojen lisäksi BSS hankkeessa määritettiin ammoniumasetaattiin liukenevat pitoisuudet. Ne ovat hivenalkuaineiden osalta merkittävästi pienempiä kuin kokonaispitoisuudet. Suomen maatalousmaille näyttää olevan tyypillistä että erityisesti hienojakoisimmilla maalajeilla metallien kokonaispitoisuudet ovat suuria verrattuna Itämeren valuma-alueen keskiarvoon, mutta kasveille käyttökelpoista osuutta kuvaava ammoniumasetaattiliukoinen pitoisuus on paljon pienempi.

Barentsin alueen kartoitustulokset (5) osoittavat, että sellaiset geologiset tekijät kuten eri-ikäinen kallioperä (Suomessa vanha kiteinen Fennoskandian kilpialue ja Venäjällä nuorempia sedimenttikiviä) sekä jäätiköitymishistoria (viimeisimmät Suomen peittäneet jäätiköitymisvaiheet eivät yltäneet suureen osaan tutkimusaluetta Venäjällä) vaikuttavat selvästi maaperän alkuaine-koostumukseen. Laajat karbonaattisten sedimenttikivien alueet Venäjällä näkyvät mm. korkeina Ca, Mg ja Sr pitoisuuksina samoin kuin selvästi korkeampina pH-arvoina. Ilmastovyöhykkeiden vaikutus näkyy puolestaan orgaanisen maaperän kemiallisen koostumuksen vaihteluina.

FOREGSin maaperänäytteet kerättiin moreenista, josta oli jo olemassa tarkka alueellinen kartoitus. Alkuaineiden pitoisuusjakauma oli samantapainen molemmissa kartoituksissa, kaikkien anomalioiden muodot eivät tule yksityiskohtaisesti esiin Euroopan-mittakaavaisessa kartoituksessa. FOREGSin karttojen avulla voidaan vertailla Suomen moreenimaiden alkuaineiden pitoisuustasoja koko Euroopan taustapitoisuuksiin. Suomessa seuraavien alkuaineiden luontaiset pitoisuudet ovat erityisen korkeita muuttumattomassa pohjamaassa: Ag, Be ja Bi erityisesti Etelä-Suomessa; Co, Cr, Fe, Mg, Ni, Pb, Sc ja V Lapissa sekä barium, natrium, strontium ja jodi lähes koko maassa. Maaperän pH oli matala.



Kuva 1. Pintamaan (TOP) ja pohjamaan (BOT) sinkkipitoisuudet (kuningasvesiliuotus) Itämeren ympäristön maatalousmailla. Lähde: Baltic Soil Survey -hanke.

Kirjallisuus

1. Salminen, R. (ed.) 1995. Alueellinen geokemiallinen kartoitus Suomessa vuosina 1982-1994. Geologian tutkimuskeskus. Tutkimusraportti 130. Espoo
2. Starr, M., Lehtinen, H., Sippola, J. & Tarvainen, T. 2000. Soil monitoring programmes in Finland. Maaperän seurantaohjelma Suomessa. Teoksessa: L. Pietola (toim.) Maaperätieteet ihmiskunnan palveluksessa. Maaperätieteiden päivien laajennetut abstraktit. Pro Terra 4/2000, 13-15.
3. Vanmechelen, L.; Groenemans, R.; Van Rast, E. CS: Forest Soil Co-ordinating Centre. 1997. Forest soil condition in Europe : results of a large-scale soil survey. Technical report. Brussels: EC-UN/ECE. 259 s.
4. Reimann, C., Siewers, U., Tarvainen, T., Bityukova, L., Eriksson, J., Gilucis, A., Gregorauskiene, V., Lukashev, V., Matinian, N.N. & Pasieczna, A. 2003 Agricultural Soils in Northern Europe: A Geochemical Atlas. Geologisches Jahrbuch, Sonderhefte, Reihe D, Heft SD 5, Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart: 279p.
5. Salminen, R., V. Chekushin, M. Tenhola, I. Bogatyrev, S.P. Glavatskikh, E. Fedotova, V. Gregorauskiene, G. Kashulina, H. Niskavaara, A. Polischuok, K. Rissanen, L. Selenok, O. Tomilina, & L. Zhdanova 2004. Geochemical atlas of the eastern Barents region. Journal of Geochemical Exploration 83 (1-3), 1-530.
6. Salminen, R.; Tarvainen, T.; Demetriades, A.; Duris, M.; Fordyce, F. M.; Gregorauskiene, V.; Kahelin, H.; Kivisilla, J.; Klaver, G.; Klein, H.; Larson, J. O.; Lis, J.; Locutura, J.; Marsina, K.; Mjartanova, H.; Mouvet, C.; O'Connor, P.; Odor, L.; Ottonello, G.; Paukola, T.; Plant, J. A.; Reimann, C.; Schermann, O.; Siewers, U.; Steenfelt, A.; Van der Sluys, J.; Vivo, B. de; Williams, L. 1998. FOREGS geochemical mapping field manual. Geologian tutkimuskeskus. Opas 47 . 36 p. + 1 app.

Maankäytön ja maankäytön muutosten seuranta kasvihuonekaasuinventaarion näkökulmasta

Challenges for monitoring land use and land-use changes from the perspective of greenhouse gas emission inventory

Tuija Lapveteläinen*[1)], Paula Perälä[2)] ja Kristiina Regina[2)]

[1)] Tilastokeskus, Kasvihuonekaasujen inventaario, PL 6A, 00022 Tilastokeskus
[2)] Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus (MTT), Ympäristöntutkimus, Maaperä ja ympäristö, 31600 Jokioinen

Tausta

Ilmastonmuutosta pidetään yhtenä tämän hetken vakavimmista ympäristöongelmista. Ihmisen toiminnan seurauksena ilmakehään päätyvät kasvihuonekaasut rajoittavat auringon säteilyenergian siirtymistä takaisin avaruuteen aiheuttaen maapallon ilmaston vähittäisen lämpenemisen. Ilmastonmuutosta pyritään torjumaan kansainvälisten toimien avulla. YK:n ilmastosopimus vuodelta 1992 ja sitä täydentävä Kioton pöytäkirja vuodelta 1997 ovat kansainvälisiä, kasvihuonekaasupäästöjen rajoittamiseen ja ilmastonmuutoksen hillitsemiseen tähtääviä sopimuksia. Ilmastosopimus velvoittaa osapuolia mm. seuraamaan kasvihuonekaasujen päästöjä ja nielujen aiheuttamia poistumia. Kioton pöytäkirja asettaa ilmastosopimusta tiukemmat päästöjen vähentämis- ja seurantavelvoitteet. Kioton pöytäkirjan mukaan teollisuusmaiden on vähennettävä kuuden kasvihuonekaasun tai -kaasuryhmän päästöjä keskimäärin 5.2 % vuoden 1990 tasosta ensimmäisellä velvoitekaudella vuosina 2008-2012. Mukaan luettavat kaasut ovat hiilidioksidi (CO_2), dityppioksidi (N_2O), metaani (CH_4) sekä ns. F-kaasut (HFC-yhdisteet, PFC-yhdisteet ja rikkiheksafluoridi). Suomi ratifioi Kioton pöytäkirjan vuonna 2002. Suomen päästövähennysvelvoitteeksi on EU:n sisäisessä taakanjaossa asetettu päästöjen palauttaminen vuoden 1990 tasolle ensimmäisen velvoitekauden aikana (1). Vuonna 2003 Suomen kasvihuonekaasupäästöt ylittivät vuoden 1990 päästötason noin 20 prosentilla (2).

Kasvihuonekaasupäästöjen ja -nielujen raportointi Suomessa

YK:n Ilmastosopimuksen ja Kioton pöytäkirjan osapuolten on raportoitava vuosittain kasvihuonekaasupäästönsä ns. kansallisessa kasvihuonekaasupäästöjen inventaariossa. Inventaarioraportointi toimitetaan tarkastettavaksi sekä Ilmastosopimuksen sihteeristölle että EU:lle, joka kokoaa jäsenmaiden raportoinnin pohjalta omat raporttinsa. Päästöt raportoidaan energiasektorilta, teollisuusprosesseista, liuottimista, maataloudesta, maankäytöstä, maankäytön muutoksista ja metsätaloudesta sekä jätesektorilta. Suomen kasvihuonekaasupäästöjen raportointia varten on perustettu Kioton pöytäkirjan edellyttämä kansallinen kasvihuonepäästöjen arviointijärjestelmä, jonka tehtävänä on tukea pöytäkirjan noudattamista. Suomessa arviointijärjestelmän osapuolia ovat Tilastokeskus, Suomen Ympäristökeskus (SYKE), Metsäntutkimuslaitos (Metla) sekä Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus (MTT) (2).

Tilastokeskus toimii inventaarion kansallisena vastuuyksikkönä huolehtien vuosittaisen päästöinventaarion valmistelusta ja sen laadunhallinnasta. Lisäksi Tilastokeskus laskee inventaariossa energiasektorin ja teollisuusprosessien päästöt. SYKE huolehtii jätesektorin ja F-kaasujen laskennasta. MTT on vastuussa maataloussektorin sekä maatalouteen liittyvien maankäytön ja maankäytön muutosten päästölaskennasta. Metlan vastuulla ovat muut maankäyttöön, maankäytön muutoksiin ja metsätalouteen liittyvät kasvihuonekaasupäästöt ja -nielut. Tilastokeskus hankkii lisäksi ostopalveluna joitakin laskennan osia, esim. liikenteen päästöt, sekä huolehtii jatkossa kasvihuonekaasupäästöjen epävarmuuslaskennasta.

Maankäytön, maankäytön muutosten ja metsätalouden kasvihuonekaasutaseiden laskenta

Maankäyttö, maankäytön muutos ja metsätalous-sektorin kasvihuonekaasutaseiden laskentaa varten on Hallitustenvälinen ilmastopaneeli, Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), laatinut uuden ns. hyvän raportointikäytännön ohjeiston *Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry* (IPCC GPG LULUCF 2003). Uusi IPCC:n ohjeisto nostaa sektorin raportointitaakkaa selkeästi aikaisempaan verrattuna. Osapuolten tulee soveltaa ohjeita LULUCF-sektorin kasvihuonekaasutaseiden laskennassa ja raportoinnissa vuoden 2005 inventaariolähetyksistä alkaen (3).

Uusien ohjeiden mukaisessa kasvihuonekaasutaseiden raportoinnissa koko Suomen maapinta-ala jaetaan kuuteen IPCC:n määrittelemään maankäyttöluokkaan, joita ovat 1. metsämaa (forest land), 2. maatalousmaa (cropland), 3. ruohikkoalueet (grassland), 4. kosteikot (wetland), 5. rakennetut alueet (settlements) ja 6. muut maa-alueet (other land). Ohjeistossa käytetty termi *maankäyttö* tarkoittaa käytännössä sekä maankäyttöä (land use), peitteisyyttä (land cover) että maaperää (soil) eli on eräänlainen hybridi. Koska mennyt maankäyttö vaikuttaa tietyn ajan nykyiselle maankäyttömuodolle ominaisiin kasvihuonekaasutaseisiin, jaetaan raportointi edelleen tietyssä maankäyttöluokassa säilyneen alueen raportointiin ja toisesta maankäyttöluokasta muuttuneen alueen raportointiin. IPCC:n ohjeessa maankäyttöluokasta toiseksi muuttuneet alueet raportoidaan muuttuneina ensimmäiset 20 vuotta. Päästöjen raportointi ei ole vielä puutteellisen tiedon ja laskentaohjeiston vuoksi pakollista kaikista maankäyttöluokista. Tällaisia luokkia ovat rakennetut alueet, muu maankäyttö ja osittain kosteikot. Kaikista maankäyttöluokista tulee niiden pinta-alat kuitenkin raportoida vuosittain. Lisäksi on raportoitava kuhunkin maankäyttöluokkaan siirtyneen maan pinta-ala (esim. metsämaaksi toisesta maankäyttöluokasta muuttunut alue).

Aikaisemmin inventaariossa raportoitiin maankäyttö, maankäytön muutos ja metsätaloussektorilla (LULUCF) ainoastaan maanpäällisen puustobiomassan hiilivaraston muutokset. Lisäksi maataloussektorin alla raportoitiin viljelysmaiden CO_2 ja N_2O-päästöt. Maatalousmaan hiilidioksidipäästöt siirtyvät jatkossa raportoitavaksi uusien ohjeiden mukaisesti LULUCF-kategoriassa. Uudet ohjeet tuovat laskentaan mukaan uusia hiilivarastoja. Jatkossa kustakin maankäyttöluokasta on hiilivarastojen muutokset raportoitava soveltuvin osin maanpäällisestä ja maanalaisesta biomassasta, maaperästä, karikkeesta ja kuolleesta puuaineksesta. IPCC:n ohjeissa annetaan erilaiset menetelmät maaperän hiilivarastojen muutosten laskennalle kivennäis- ja orgaanisille maille, joten nämä olisi voitava myös pinta-alallisesti erottaa. Maankäytöllä ja maankäytön muutoksilla on vaikutusta paitsi hiilidioksidin, myös muiden kasvihuonekaasujen kuten metaanin ja dityppioksidin taseisiin. Uusissa ohjeissa uutena päästölähteenä tulevat mukaan esim. N_2O päästöt viljelymaaksi muutetulta maa-alueelta.

Suomessa LULUCF-sektorilla metsät ovat olleet hiilinieluja, mikä tarkoittaa, että hiiltä on sitoutunut metsiin kasvun yhteydessä enemmän kuin mitä on vapautunut ilmakehään hakkuiden yhteydessä. Metsien puustoon sitoutunut hiilinielu oli vuonna 2003 noin 21 miljoonaa tonnia CO_2-ekvivalentteina (2).Tämä on noin viidennes muiden sektoreiden kokonaispäästöistä. Nieluja voidaan käyttää rajoitetusti hyväksi myös pyrittäessä Kioton pöytäkirjan mukaisiin päästövähennysvelvoitteisiin. Maatalousmaa puolestaan on ollut hiilidioksidin lähde (noin 2 miljoonaa tonnia v. 2002).

Raportoinnin vaatimukset maankäytön ja maankäytön muutosten seurannalle

IPCC:n uuden GPG LULUCF-ohjeiston soveltaminen Suomessa on vaativa tehtävä, jossa tarvitaan eri asiantuntijoiden välistä, uudentyyppistä yhteistyötä. Maankäytön ja maankäytön muutosten seurannassa täytyy huomioida maan käyttö (land use), peitteisyys (land-cover) ja maaperä (soil). Kivennäismaat ja orgaaniset maat tulee voida erotella vähintään metsämaalla ja maatalousmaalla. Hiilidioksidin taseiden laskennassa tulee ottaa huomioon kaikki olennaiset hiilivarastot. Myös muiden kasvihuonekaasujen osalta inventaarion on oltava kattava. Kasvihuonekaasupäästöjen ja -

nielujen inventaariolaskennassa pyritään mahdollisuuksien mukaan käyttämään kansallisiin aineistoihin, mittauksiin ja tutkimustuloksiin perustuvaa tietoa, jolloin inventaarion epävarmuutta pystytään pienentämään ja tarkkuutta parantamaan. Metsämaaluokan osalta laskennassa ollaan Suomessa jo varsin pitkällä, mutta muiden maankäyttöluokkien osalta kansallista kehitystyötä ja tutkimusta tarvitaan.

Koska maankäyttö, maankäytön muutos ja metsätalous-sektorin raportointi perustuu uusissa ohjeissa maankäyttöluokkiin ja niiden välisiin muutoksiin, on pinta-alojen seurantaa varten olennaista luoda toimiva järjestelmä. Maa- ja metsätalousministeriön asettama työryhmä on tehnyt ehdotuksen IPCC:n maankäyttöluokituksen kansallisesta soveltamisesta Suomessa. Pinta-alojen seuranta tullaan ensivaiheessa rakentamaan valtakunnan metsien inventointitietojen varaan (VMI). Muita tietojärjestelmiä käytetään tietopohjan täydentämisessä ja verifioinnissa.

IPCC:n ohjeiden mukainen laskenta asettaa maankäytön ja maankäytön muutosten seurannalle tiettyjä vaatimuksia. Seurantajärjestelmän on oltava *riittävä*, että se pystyy esittämään hiilivarastojen muutokset ja kasvihuonekaasupäästöt ja -nielut suhteessa kaikkiin tarvittaviin maankäyttöluokkiin ja maankäyttöluokkien välisiin muutoksiin. Lisäksi järjestelmän on oltava *kattava* siten, että koko Suomen maapinta-ala on mukana inventaariossa. Järjestelmän on kyettävä tuottamaan pinta-alatietoja *johdonmukaisesti* koko inventaarioajalta (myös menneisyydestä). Ennen kaikkea järjestelmän on oltava *läpinäkyvä*, mikä tarkoittaa sitä, että käytetyt tietolähteet, määritelmät, menetelmät ja oletukset on selkeästi kuvattu ja raportoitu.

Kirjallisuus

1. Ympäristöministeriö 2003. Kioton pöytäkirjan toimeenpanon säännöt. Suomen ympäristö 607. Ympäristöministeriö. Helsinki. Saatavana: http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=38576&lan=FI
2. Tilastokeskus 2004. Suomen kasvihuonekaasujen arviointijärjestelmä www.tilastokeskus.fi/kasvihuonekaasut
3. IPCC, 2003. Good Practice Guidance for Land-Use, Land-Use Change and Forestry. Published by the Institute for Global Environmental Strategies (IGES) for the IPCC (Intergovernmental Panel On Climate Change). Saatavana: www.ipcc.ch

Pellon hallintaoikeuden yhteys maanparannuksiin - esimerkkinä kalkitus

Land improvements under land tenure insecurity - the case of liming

Sami Myyrä* ja Kyösti Pietola

MTT Taloustutkimus, Luutnantintie 13, 00410 Helsinki

Johdanto

Maan kasvukunnosta tulee huolehtia. Pellon kasvukunto vaikuttaa ratkaisevasti luonnon resurssien hyödyntämiseen, maatalouden aiheuttamaan ympäristökuormitukseen, elintarvikkeiden tarjontaan ja näin myös koko yhteiskunnan hyvinvointiin. Suomen liityttyä EU:n jäseneksi viljelijät ovat joutuneet uuteen tilanteeseen, jossa tuotteiden suhteelliset hinnat ovat laskeneet merkittävästi ja yhä suurempi osuus tuloista tulee suorina tukina. Myös tuotannon suunnittelujänne on usein lyhentynyt. Tähän on vaikuttanut esimerkiksi se, että 33 % viljelijöiden käytössä olevasta peltoalasta ei ole heidän omistuksessaan. Useiden maatalousekonomian alan tutkimusten perusteella voidaan olettaa, että uudessa toimintaympäristössä viljelijöillä ei ole samanlaisia kannusteita maan kasvukunnosta huolehtimiseen kuin aikaisemmin.

Vuosina 1980-1994 maatalouskalkkia käytettiin 919 milj. kg vuodessa (1,2). Vuosina 1995-2003 kalkitusmäärät olivat keskimäärin 846 milj. kg vuodessa ja kalkitusmäärien alentuessa edelleen vuosina 2000-2003 keskimäärin 721 milj. kg vuodessa (3). Myös peltomaan pH:n vuosikymmeniä jatkuneen nousun on todettu taittuneen 1990-luvulla (4). Peltojen kasvukunnon taantuminen lienee yksi keskeinen syy viljojen keskisatojen nousun sekä kasvinviljelyn tuottavuuskehityksen pysähtymiseen.

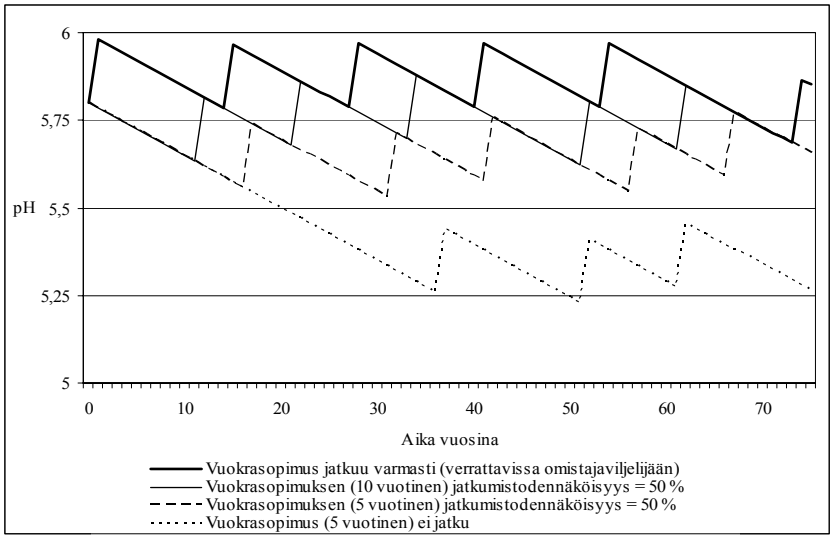
Aineisto ja menetelmät

Tutkimus koostuu normatiivisesta osasta, jossa viljelijän kalkituspäätösprosessi on mallinnettu dynaamisen ohjelmoinnin menetelmillä, sekä empiirisestä osasta, jossa tarkastellaan omien ja vuokrapeltojen pH:n tasoeroa. Normatiivisen osan aineisto muodostuu yhden vuoden satofunktiosta, joka kuvaa maan pH:n ja sadon välistä yhteyttä sekä siirtymäfunktiosta, joka kuvaa vuotuista pH:n alenemista. Myös kalkituksen vaikutus maan pH-tasoon on huomioitu normina. Mallissa käytetyt maalajit, hintasuhteet ja satotasot kuvaavat ohran viljelyä Suomessa (5).

Empiirisen osan aineisto muodostuu vuosina 1998–2000 kannattavuuskirjanpidossa mukana olleiden tilojen tiedoista. Tiloja ja niiden peltoja kuvaava aineisto on kerätty kolmesta tietokannasta. Tilojen tilinpäätöstiedot on poimittu kannattavuuskirjanpidon tilinpäätösaineistosta. Peruslohkot ja niitä kuvaavat tilusrakenneominaisuudet on poimittu MMM:n peltolohkorekisteristä ja maan kasvukuntoa kuvaavat tiedot Viljavuuspalvelu Oy:n analyysirekistereistä. Tutkimusaineiston viljelijät ovat tuotannosta ja sen taloudesta kiinnostuneita ja heidän tilansa ovat keskimääräistä suurempia (6).

Tulokset ja tarkastelu

Lyhyillä vuokrasopimuksilla toimittaessa vuokramiehen kannattaa kalkita vain kaikkein happamimpia peltoja. Kun vuokrasopimuksen uusiutumisen todennäköisyys on 50 %, kannattaa viiden vuoden vuokrasopimuksilla toimittaessa peltoa kalkita, pH:n ollessa noin 5,6 tai alle. Jos tiedetään, ettei vuokrasopimus jatku viiden vuoden vuokrasopimuksen jälkeen, kannattaa vuokrapeltoa kalkita vuokrasopimuksen alussa vain, jos pH on noin 5,25. Vuokrasopimuksen jatkumiseen liittyvän epävarmuuden todettiin vaikuttavan kalkituspäätöksiin samaan tapaan kuin vuokrasopimuksen pituudenkin. 10 vuoden vuokrasopimuksilla toimittaessa pH:ta ei kannata päästää yhtä alas kuin 5 vuoden vuokrasopimuksilla toimittaessa (Kuva). Keskeisin tulos on se, että vuokrapeltojen taloudellinen kalkitus poikkeaa siitä, mikä on taloudellisesti optimaalista omilla pelloilla. Oma pelto kannattaa kalkita ohraa viljeltäessä, jos sen pH on 5,8 tai alle.



Kuva. Vuokrasopimuksen pituuden ja sopimuksen uusiutumisen todennäköisyyden vaikutus ohran viljelyn taloudellisen tuloksen maksimoiviin kalkituspäätöksiin. Viljelyssä pH alenee tasaisesti ja pH:n nousu on seurausta kalkituksesta. Kuvion sahalaitaisuus johtuu kalkituksen suurista kiinteistä kustannuksista. Kalkkia ei kannata levittää vuosittain.

Empiirisen aineiston pohjalta laadittujen mallien perusteella omien ja vuokrapeltojen pH-keskiarvojen eron voidaan arvioida olevan noin 0,2 pH-yksikköä (Taulukko). Maan pH:n havaittiin olevan yhteydessä lohkokokoon ja lohkon etäisyyteen talouskeskuksesta: pH nousee lohkokoon kasvaessa ja laskee etäisyyden kasvaessa.

Taulukko. Omien ja vuokrapeltojen pH-keskiarvojen vertailu A- ja B-tukialueella. Keskiarvoestimaatit ja keskiarvojen 95 % luottamusvälien päätepisteet on määrätty 2 ha:n kokoisille pelloille, jotka sijaitsevat 1 000 m etäisyydellä talouskeskuksesta.

	Lohkomäärä	**Keskiarvo**	**95 % luottamusväli keskiarvolle**	**Keskiarvojen ero**	**Eron keskivirhe**	**p-arvo**
Oma	210	6,2	6,1 – 6,4	0,22	0,05	< 0,0001
Vuokrattu	101	6,0	5,9 – 6,2			

Tulokset osoittavat taloudellisen toiminnan, sitä koskevan lainsäädännön sekä toimintatavoista muodostuvan kulttuurin olevan yhteydessä maaperän tilaan ja kehitykseen. Tulokset antavat viitteitä Suomessa vielä nuoren vuokraviljelykulttuurin sekä nykyisten säädösten ja toimintatapojen pitkäaikaisvaikutuksista. Lainsäädännössä sekä politiikkauudistuksissa olisi pyrittävä vuokraviljelyä vakauttaviin ja pitkäjänteistä toimintaa tukeviin ohjauskeinoihin. Vuokraviljelyä säätelevässä lainsäädännössä olisikin otettava oppia perinteisistä vuokraviljelykulttuureista, joista esimerkkejä ovat muiden muassa USA ja Iso-Britannia.

Toisaalta pellonvuokrauksen sopimuskäytännöt ovat maassamme vielä melko kehittymättömiä. Vuokrasopimuksissa on harvoin sovittu mistään muusta kuin vuokrahinnasta ja sopimuksen kestosta. Tukipolitiikalla ja sopimusmalleilla tulisi kannustaa vuokraviljelijää ja maanomistajaa yhteistoimintaan, eikä kärjistää taloudellisia eturistiriitoja.

Kirjallisuus

1. Maataloustilastollinen vuosikirja 1990. SVT. Maa- ja metsätalous 1991:2.
2. Maataloustilastollinen vuosikirja 1997. SVT. Maa- ja metsätalous 1997:5.
3. Maataloustilastollinen vuosikirja 2003. SVT. Maa- ja metsätalous 2003:62.
4. Mäntylahti, V. 2002. Peltojen ravinnetilan kehitys 50 vuoden aikana. Teoksessa: Tutkittu maa – turvalliset elintarvikkeet. Risto Uusitalo ja Riitta Salo (toim.). Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus. Jokioinen. 61 s.
5. Myyrä, S., Pietola, K. ja Yli-Halla, M. Dynamics of Land improvements under Land Tenure Insecurity. MTT EconomicRresearch, Discussion Papers 2004:13.
6. Myyrä, S., Ketoja, E. ja Yli-Halla, M. Pellon hallintaoikeuden yhteys maanparannuksiin – esimerkkinä kalkitus ja fosforilannoitus. MTT:n selvityksiä 37.

Demonstration of the use of monitored natural attenuation (MNA) as a remediation technology – DEMO-MNA

Luontaisen puhdistuminen (MLP) havainnollistaminen kunnostusmenetelmänä – DEMO-MNA

Katarina Björklöf*[1)], Juha Reinikainen[2)], Taija Huotari[2)], Pekka Hänninen[2)], Pekka Huhta[2)], Jussi Leveinen[2)], Jaana Jarva[2)], Heikki Vanhala[2)], Jani Salminen[1)], Eija Schultz[1)], Jaana Sorvari[1)], Kenneth Holm[1)], Anneli Joutti[1)], Pasi Hellsten[1)], Marina Heino[3)], Petri Lintinen[2)] and Kirsten Jørgensen[1)]

[1)]Finnish Environment Institute, P.O. Box 140, 00251 Helsinki
[2)]Geological Survey of Finland, Betonimiehenkuja 4, 02150 Espoo
[3)]City of Hanko, Santalantie 2, 10960 Hanko

Introduction

Monitored Natural Attenuation (MNA) is a remediation technique in which a contaminated site is cleaned by natural processes (1). When considering MNA as a possible remediation option for a particular site, proof for the actual removal of the contaminants has to be shown and a proper risk assessment at the site has to be carried out (2). To become acceptable remediation practice in Northern Europe, the feasibility of the method needs to be demonstrated under (hydro)geological and climatic conditions prevailing in northern part of Europe (3).

In this EU-Life-funded project (2003-2006) we will demonstrate the feasibility of MNA as a remediation technique for oil-contaminated sites in Finland. The most important questions to be answered are the time frame of remediation and the acceptable risk level during and after a MNA based remediation. Furthermore, the site characterisation and monitoring required for the use of MNA will be evaluated.

Actions and means involved

In this work, an oil-contaminated site in Southern Finland is studied. The study site, Trollberget, is an abandoned dumpsite outside the City of Hanko. The dumpsite has been used for oily wastes. At the demonstration site, some heavy metal contamination has also been found; this is taken into account in the evaluation of environmental risks at the site.

Biodegradation potential of oil contaminants has been studied previously at the demonstration site, and the site has been characterized to some extent (4). In this demonstration project, both the saturated and the vadose zones are covered. For a reliable site characterization and risk assessment, contamination level, geology and groundwater conditions will be defined. In order to evaluate possible ecological risks on population level, ecotoxicological analyses are carried out. Modelling is exploited to demonstrate the use of MNA as a remediation option. A site-specific health and ecological risk assessment will be carried out. The requirements of local environmental authorities (Uusimaa Regional Environmental Centre), and the site owner (City of Hanko) are also taken into account in the monitoring plans and in MNA feasibility evaluation. In addition, other possible audience (Ministry of the Environment, Federation of municipalities, oil industry, engineering companies etc.) will be invited to present their views in the form of a seminar.

Results

Based on the results of ground penetration radar, drilling and test pit studies, a schematic geological model of the study site has been compiled (Figure 1). Bedrock is found in several locations underneath the Quaternary sediments. Further gravimetric survey will clarify the bedrock topography. The bedrock is covered with a relatively thin layer of till, which is few metres in thickness. Glacial clay is found underneath of the till unit at one drilling point. A low permeability

unit, comprising of fine sand silt and clay, overlies the till unit beneath. The low permeability unit is covered with littoral sand and gravel unit having prominent parallel structures.

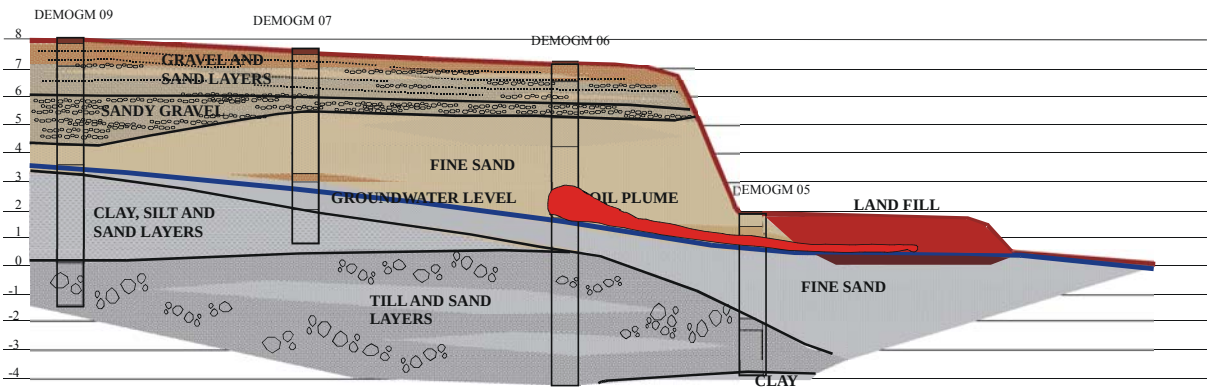


Figure 1. Schematic geological model of the Trollberget study site based on ground penetration radar, drilling and test pit studies.

The spreading of the contamination plume has been investigated in different soil layers and in sediment samples from the neighbouring bay. The oil concentrations in soil samples corresponded generally well with earlier results from year 2000, indicating that any reduction of the contaminating oil compounds due to biodegradation processes are not efficient enough for detection in this small scale sampling. Samples taken outside the western border of the oil plume contained less than the detection limit of 50 mg/kg of mineral oil in most cases, indicating that the earlier estimation of the size plume is correct. The metal content of the soil samples resembled earlier results (4) and the main inorganic pollutants found at the polluted study site were Zn, Pb, Cu and As. Inorganic pollutants were not present in shallow sea sediments at the distance of 100-200 m from the shore. Zn, Pb, Cu and As concentrations in wetland sediments in a ditch a few meters from the contamination source and on the shoreline next to the polluted site were distinctively elevated. The mineral oil concentrations in these sediments were 54 000 mg/kg and 7 000 mg/kg respectively. The wetland sediment was typically covered by a water layer of 0-0.3 m. This wetland area is temporarily dry during low sea level stages. This study also demonstrates that inorganic pollutants are trapped in these wetland sediments. The mineral oil concentrations were 7 000 mg/kg close to the ditch and 800 mg/kg twenty meters further away.

Aerobic and anaerobic microbial activities were measured as CO_2- or CH_4-production in contaminated soil samples from three different sites. Aerobic respiration correlated well with the mineral oil concentrations. On the other hand, anaerobic respiration correlated with the mineral oil concentration in only two of the three points. Degradation rates of mineral oil were studied in the laboratory, by incubating soil samples in environmental-mimicking conditions aerobically for 4 months. For aerobically incubated soils at 1 m depth the reduction of mineral oil was linear during the period of investigation (Figure 2). In the sample collected at 1.5-1.9 m, the reduction rates were lower compared to degradation rates from soil samples with similar oil concentration collected closer to the surface.

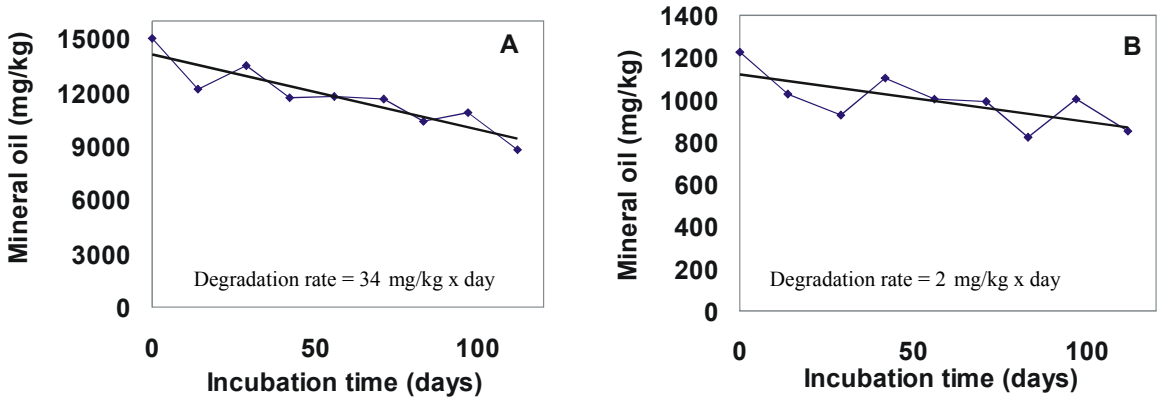


Figure 2. Degradation rate of oil at a (A) highly contaminated point and (B) in a moderately contaminated point, measured in laboratory tests at 7° C without nutrient amendments.

Outcome of the project

The work will produce an urgently needed hands-on experience on the use of MNA including site characterization, monitoring, site management, environmental author's decision practices and risk assessment. The experience gained can be applied to other oil-contaminated sites in Northern Europe, Baltic countries and as well as in other European countries. In the end of the project, a report on the feasibility of MNA will be published and technical guidelines will be prepared. Since the combination of different disciplines adopted in this study is an unique and important approach in studies on contaminated sites, the results will be published also in international forums.

Acknowledgements

This project is funded by the Life-environment programme grant no. LIFE03 ENV/FIN/00250. The project is coordinated by the Finnish Environment Institute (SYKE), and is performed in collaboration with the Geological Survey of Finland (GTK) and the City of Hanko.

References

1. Chapelle F.H. 1999. Bioremediation of petroleum hydrocarbon-contaminated ground water: The perspectives of history and hydrogeology. Ground Water 37: 122-132.
2. ASTM. 1998. Standard guide for remediation of groundwater by natural attenuation at petroleum release sites. ASTM E 1943-98.
3. Tuomi, P. and Vaajasaari, K. 2004. Monitoroidun luontaisen puhdistumisen (MLP) käyttö pilaantuneiden alueiden kunnostuksessa. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö nro 681.
4. Salminen, J.M., Tuomi, P.M. Suortti, A.-M., and Jørgensen, K.S. 2004. Potential for aerobic and anaerobic biodegradation of petroleum hydrocarbons in boreal subsurface. Biodegradation 15: 29-39.

Seleenin biogeokemia ja elintarvikeketjun laatu

Biogeochemistry of selenium and food chain quality

Helinä Hartikainen*[1)], Marja Turakainen[2)] ja Mervi Seppänen[2)]

[1)]Soveltavan kemian ja mikrobiologian laitos, PL 27, 00014 Helsingin yliopisto
[2)]Soveltavan biologian laitos, PL 27, 00014 Helsingin yliopisto

Johdanto

Seleeni (Se) on hivenalkuaine, joka on eläimille ja ihmisille välttämätön, mutta suurina pitoisuuksina myrkyllinen. Sillä on tärkeä tehtävä mm. solujen hapettumista estävissä puolustusreaktioissa. Maailmanlaajuisesti tarkasteluna sekä liian vähäinen että liian runsas Se:n saanti ovat yleisiä huolenaiheita, sillä molemmat aiheuttavat vakavia terveysongelmia. Syynä on tämän alkuaineen erittäin epätasainen jakautuminen kallio- ja maaperässä. Sedimenttisyntyisissä liuskeissa ja niistä muodostuneessa maaperässä pitoisuudet voivat olla korkeita, kun taas magmaattista alkuperää olevissa kivissä ja maaperässä ne voivat olla hyvinkin pieniä. Ihmisten ja eläinten terveyden kannalta ongelmallisen matalia pitoisuuksia esiintyy kuitenkin jonkin verran yleisemmin kuin liian korkeita.

Suomessa Se:ä on lisätty lannoitteisiin kansanterveydellisistä syistä jo 20 vuoden ajan, koska maaperässämme sitä on vähän kasveille käyttökelpoisessa muodossa. Kallioperämme Se-pitoisuus ei ole poikkeuksellisen pieni, mutta hidas rapautuminen on ehtinyt vapauttaa sitä kiviaineksesta 10000 vuoden aikana vain pieniä määriä. Lisäksi maaperässämme on runsaasti raudan ja alumiinin oksideja, jotka sitovat seleniittiä (SeO_3^{2-}) tehokkaasti happamissa maissamme. Luontaisesti korkea humuksen pitoisuus myös vähentää seleenin käyttökelpoisuutta, sillä se edistää liukoisen ja helposti käytettävän selenaatin (SeO_4^{2-}) pelkistymistä tiukasti pidättyväksi seleniitiksi.

Vaikka kasvit ovat avainasemassa Se:n kierrätyksessä maasta eläimiin ja ihmisiin, niiden itsensä ei ole uskottu sitä tarvitsevan. Kasvi- ja eläinsolut joutuvat kuitenkin alttiiksi samantapaisille soluja vaurioittaville reaktiolle. Tämän vuoksi Helsingin yliopistossa ryhdyttiin tutkimaan hallituissa kasvihuoneolosuhteissa Se:n vaikutusta rehu- ja ravintokasvien stressinsietokykyyn, kasvuun ja sadon laatuun.

Aineisto ja menetelmät

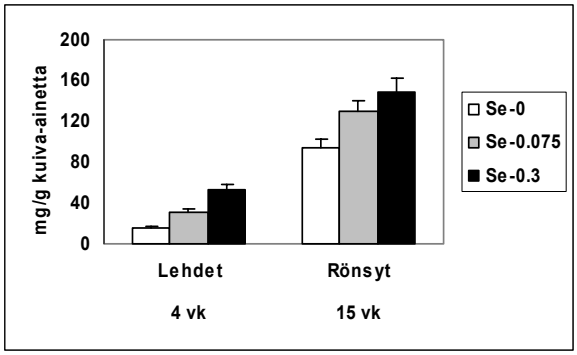
Kasvihuone- tai kasvatuskaappikokeita tehtiin aluksi raiheinällä (1-sirkkainen) ja salaatilla (2-sirkkainen), mutta myöhemmin mukaan otettiin myös apila, timotei ja peruna. Useiden vuosien aikana toteutetuissa kokeissa on seurattu nousevien seleenilisäysten vaikutuksia mm. kasvien Se-pitoisuuksiin ja satoon, solujen hapettumisvaurioihin, antioksidatiivisten entsyymien aktiivisuuteen, E-vitamiinipitoisuuteen, tärkkelyksen ja sokereiden kertymiseen ja joihinkin muihin sadon laatua indikoiviin ominaisuuksiin. Kokeissa on selvitetty, miten Se pystyy puolustamaan kasvia sekä ulkoisten että sisäisten stressitekijöiden aiheuttamia haitallisia vaikutuksia vastaan. Seleeni on annettu puhtaana kemikaalina (yleensä Se-happona tai Na-selenaattina) lukuun ottamatta ensimmäistä koetta, jossa käytettiin erikoisvalmistettua koelannoitetta. Kokeissa on käytetty Se-köyhiä kasvualustoja: viljelemättömältä alueelta otettua hietaa, kvartsihiekkaa tai kaupallista vermikuliittia.

Kasveista on määritetty Se-pitoisuudet (1), solujen hapettumistuotteet (TBARS) (2) ja E-vitamiini (3), sokerit (4) ja tärkkelys (5). Entsyymianalyyseissä on mitattu mm. superoksididismutaasin (SOD) (6) ja glutationiperoksidaasin (GSH-Px) (7) aktiivisuutta.

Tulokset ja tulosten tarkastelu

Jo ensimmäinen salaatilla ja raiheinällä tehty koe antoi lupaavia ja osin jopa hämmästyttäviä tuloksia (8): sopiva seleenilisä paransi merkittävästi salaatin kasvua (jopa useita kymmeniä %) ja lisäsi solujen puolustuskykyä hapetusvaurioita vastaan (TBARS eli lipidien hapetustuotteet vähenivät ja GSH-Px:n aktiivisuus lisääntyi). Raiheinällä vaikutusta ei näkynyt. Myöhemmässä raiheinällä tehdyssä kokeessa, jossa käytettiin myös hyvin suuria Se-lisäyksiä saatiin näkyviin toksisia vaikutuksia ja satojen dramaattinen aleneminen (9). Suurilla lisäystasoilla Se vaikutti pro-oksidatiivisesti eli lisäsi solujen hapettumisvaurioita. Seuraavassa kokeessa (10) havaittiin, että sopiva Se-lisäys puolusti salaattia kasvin vanhenemiseen liittyviltä solujen hapettumisvaurioilta. Samalla se edisti vanhenevan salaatin kasvua ja vastusti E-vitamiinin vähenemistä. Salaatti säilyi kauemmin kauppakuntoisena ja ravintoarvoltaan parempana. Kun voimakkaan valostressin vaikutusta tutkittiin elektronimikroskooppinäytteiden avulla huomattiin, että Se edisti tärkkelyksen kertymistä salaatin lehtiin (11). Tämä antoi sysäyksen selvittää Se:n vaikutusta perunalla, joka on tärkkelystä keräävä kasvi.

Perunalla tehdyt kokeet ovat vahvistaneet käsitystä, että Se edistää tärkkelyksen ja sokereiden kertymistä perunan nuoriin lehtiin ja rönsyihin (kuva 1) ja vaikuttaa positiivisesti kasvuun (taulukko 1): mukulasato parani vaikka mukuloiden lukumäärä pieneni, sillä niiden keskikoko kasvoi.



Kuva 1. Lehtien (4 viikkoa istutuksesta) ja rönsyjen (15 viikkoa istutuksesta) tärkkelyspitoisuus eri seleenilannoitustasoilla (mg/kg kvartsihiekkaa) (12).

Taulukko 1. Perunan (15 viikkoa vanhana) mukulasato, mukuloiden luku ja keskipaino eri Se-lannoitustasoilla (12).

Se-lisäys mg/kg	Mukulasato g/kasvi	Mukuloita kpl	Keskipaino g
0	740	24	33.2
0.075	803	25	33.0
0.3	811	18	46.4

Perunan laatu

Raakana kuoritun perunan tummuminen heikentää perunan käyttölaatua. Koska ilmiö aiheutuu hapettumisreaktioista, tutkittiin voiko antioksidanttina toimiva seleeni vähentää näitä haitallisia reaktioita. Kokeessa perunat nostettiin 15 viikon kuluttua istutuksesta ja niiden raakatummumista selvitettiin kuukauden varastoinnin jälkeen aistinvaraisesti. Perunat halkaistiin ja tummuneiden mukuloiden osuus sekä tummumisen aste määritettiin aistinvaraisesti 30 ja 60 minuutin kuluttua. Tulokset osoittivat, että Suomessa käytössä olevaa seleenilisäystasoa vastaava annos (0.0035 mg Se kg^{-1} maata) paransi mukuloiden raakatummumisen kestävyyttä kumpanakin mittausajankohtana (13).

Perunassa esiintyvät glykoalkaloidit ovat stressissä syntyviä kasvin puolustusaineita, jotka ovat suurina pitoisuuksina haitallisia ihmisille. Tuleentumattomana nostetussa varhaisperunassa näiden yhdisteiden pitoisuudet ovat kohonneita. Seleenin havaittiin hieman alentavan näiden yhdisteiden pitoisuuksia, mutta vasta Se-pitoisuuksissa (~20 μg Se g^{-1} kuiva-ainetta), joita pidetään liian korkeina ravitsemuksellisessa mielessä (14).

Yhteenveto

Kaikissa kokeissa on vahvistunut käsitys, että seleeni on erittäin hyödyllinen alkuaine myös kasveille. Rehujen ja elintarvikkeiden suoralla Se-täydennyksellä voidaan ehkäistä liian vähäisestä saannista aiheutuvia sairauksia, mutta Se-lannoituksella on kuitenkin siihen verrattuna huomattavia etuja. Suora Se-lisä vaikuttaa edullisesti lähinnä sitä saaneeseen yksilöön kun taas lannoituksen

avulla turvataan alueen koko väestön Se:n saanti tavallisten elintarvikkeiden kautta. Lisäksi lannoituksen avulla voidaan vaikuttaa positiivisesti kasvien kasvuun ja parantaa monin tavoin elintarvikkeiden ravitsemuksellista laatua (mm. E-vitamiinin säilyminen) ja siten kaikkien elintarvikeketjun osatekijöiden laatua.

Kirjallisuus

1. Kumpulainen, J, Raittila A-M, Lehto J ja Koivistoinen P. 1983 Electrothermal atomic absorption spectrometric determination of selenium in foods and diets. J. Assoc. Official Anal. Chem. 66, 1129-1135.
2. Yagi K 1982 Lipid peroxides in biology and medicine. Academic Press. New York. pp. 223-230.
3. T. Xue, V. Piironen and H. Hartikainen: A small scale HPLC method for the determination of tocopherol in fresh plant tissue. Agrobiological Research 50, 1997: 265-270.
4. Yemm, E.W. ja Willis, A.J. 1954. The estimation of carbohydrates in plant extracts by anthrone. Bioch. J. 57:508-514.
5. Palonen, P. 1991. Relationship of seasonal changes in carbohydrates and cold hardness in canes and buds of three red raspberry cultivars. J. Am. Soc. Hortic. Sci. 124: 507-513.
6. Giannopolitis C N and Ries S K 1977 Superoxide dismutases: I Occurrence in higher plants. Plant Physiol. 59, 309-314.
7. Flohe L and Gunzler W A 1984 Assays of glutathione peroxidase. *In* Methods in Enzymology. Volume 105. Ed. L Packer. pp.114-121. Academic Press. New York.
8. Hartikainen, H., Ekholm, P., Piironen, V., Xue, T., Koivu, T. ja Yli-Halla, M. 1997. Quality of the ryegrass and lettuce yields as affected by selenium fertilization. Agricultural and Food Science in Finland 6: 381- 387
9. Hartikainen, H., Xue, T. ja Piironen, V. 2000. Selenium as antioxidant and pro-oxidant in ryegrass. Plant and Soil 225: 193-200.
10. Xue T., Hartikainen H. ja Piironen V. 2001. Antioxidative and growth-promoting effect of selenium senescing lettuce. Plant and Soil 237:55-61.
11. Pennanen A., Xue T. ja Hartikainen. H. 2002. Protective role of selenium in plant subjected to severe stress. J. Applied Botany 76: 66-76.
12. Turakainen M., Hartikainen H. and Seppänen M. 2004. Effects of selenium treatments on potato (*Solanu tuberosum* L.) 2004. Growth and concentration of soluble sugars and starch. J. Agric. Food Chem. 52: 5378- 5382.
13. Turakainen, M., Hartikainen, H. ja Seppänen, M.M. Selenium supplementation and post-harvest physiology of potato seed tubers. Käsikirjoitus.
14. Turakainen, M., Väänänen, T., Anttila, K., Ollilainen, V., Hartikainen, H. ja Seppänen M. 2004. Effect of selenate supplementation on glycoalkaloid content of potato (*Solanum tuberosum*). J. Agric. Food. Chem. 52: 7139-7143.

Decomposition and properties of peat along nitrogen gradients on drained peatland forests in different climatic regimes

Metsäojitettujen soiden turpeen ominaisuudet sekä maatumisen ja typen välinen riippuvuus eri ilmastovyöhykkeissä

Markus Hartman*[1)] and Pekka Pietiläinen[2)]

[1)]Finnish Forest Research Institute, Vantaa Research Centre, PL 18, FIN-01301, Vantaa
[2)]Finnish Forest Research Institute, Muhos Research Station, Kirkkosaarentie 7, 91500 Muhos

Introduction

Nitrogen is the most important nutrient for forest trees. On drained peatlands most nitrogen is in an insoluble organic form that the trees and plants cannot utilise. Usually, the rate of decomposition or humification (1, 2) of the peat is connected to the fertility, or the peat nitrogen content of the site (3). We studied the relationship between climatic and soil variables and rates of decomposition of the surface peat of mires drained for forestry that are located in different climatic regions.

Material and methods

The mires are situated in Taivalkoski, Pudasjärvi, Ilomantsi, Muhos and Parkano with corresponding mean temperature sums ranging from 850°C to 1250°C d.d. (threshold value 5°C). The mires form nutritional gradients with the peat nitrogen ranging between 0.7 to over 2.5%. Peat samples (0-10 cm) were collected from sample plots on the mires. The degree of decomposition was determined according to von Post's (1) method the nitrogen content of the peat was analysed with a LECO.

Results and discussion

The main peat types were *Sphagnum* and *Carex* peats; the proportion of *Carex*, tall herb and *Bryales* components were higher in peats with higher nitrogen content (4), see also (5). In mires of regions with medium or high temperature sums there was a positive linear relationship between the degree of decomposition, the proportion of *Carex* peat and the peat nitrogen content of the surface peat. In peat with nitrogen content of 1.5 % or more the proportion of *Carex* was usually higher than the *Sphagnum* pro-portion. However, this relationship was not found in mires with temperature sums at or below 950 °C d.d.

References

1. Post, L., von 1922. Sveriges Geologiska Undersöknings torvinventering och några av dess hittills vunna resultat. Svenska Mosskulturföreningens Tidskrift 36: 1-27.
2. Frolking, S., Roulet, N.T., Moore, T.R., Richard, P.J.H. ja Lavoie, M. 2001. Modelling northern peatland decomposition and peat accumulation Ecosystems 4: 479-498.
3. Laiho, R. ja Laine, J. 1994. Nitrogen and phosphorus stores in peatlands drained for forestry in Finland. Scandinavian Journal of Forest Research 9: 251-260.
4. Laine, J., Minkkinen, K., Laiho, R., Tuittila, E.-S. ja Vasander, H. 2000. Suokasvit – turpeen tekijät. Helsingin yliopiston Metsäekologian laitoksen julkaisuja 24. 55 s.
5. Hartman, M., Kaunisto, S. & Silfverberg, K. 2001. Peat properties and vegetation along different trophic levels on an afforested, fertilised mire. Turpeen ominaisuudet ja kasvillisuus metsitetyn ja lannoitetun avosuon eri trofiatasoilla. Suo - Mires and Peat 52(2): 57-74.

The effect of stand age and tree species on carbon pools of afforested arable land in Finland

Metsän iän ja puulajin vaikutus metsitettyjen peltojen hiilivarastoihin

Jyrki Hytönen[1)], Antti Wall[1)] and Carl Johan Westman[2)]

[1)]Finnish Forest Research Institute, Kannus Research Station, 69100 Kannus
[2)]University of Helsinki, Department of Forest Ecology, Department of Forest Ecology, PL 27 00014 Helsinki university

Introduction

During past decades substantial areas of agricultural land has been set off and afforested in European countries. In Finland the area of agricultural land afforested within past 30 years totals over 248 000 ha (i.e. 1% of the forest area) and afforestation continues at a rate of 5 000 ha per annum. It has been shown that former agricultural land use has significantly increased pH level, amounts of organic matter, total N and extractable nutrients of soil and probably the site index of afforested arable land for decades (1). One important hypothetical environmental impact of this land use change and increased production potential would be increased the sequestration of atmospheric CO_2 in soil and, as biomass in developing tree stand. This sink for CO_2 is acknowledged as a means of reducing national CO_2 emissions in addition to other activities related to Land Use, Land Use-Change and Forestry (2). However, soil carbon dynamics following conversion of cropland or grassland to forest are poorly understood. Carbon cycling rate and distribution among different pools/fractions of SOM change with vegetation succession in the developing forest. These changes vary from site to site depending on tree species, density of developing stands, as well as soil fertility and forest management activities (3–5). Our aim was to investigate changes in carbon pools over time following afforestation of arable land.

Material and methods

Altogether 88 fields on mineral soil afforested 10 to 70 years ago with Scots pine (*Pinus sylvestris* L.), Norway spruce (*Picea abies* L.) or Silver birch (*Betula pendula* Roth) were sampled and investigated. Ten soil samples were taken from each site with sample corer (6) to the depth of 50 cm. Also 10 samples from each stand were taken from ground vegetation, surface litter and humus layer. Tree stands were measured on circular sample plots (385 m^2). Carbon content was determined in parent matter soil (20–50 cm), former tilling layer (0–20 cm) and, neo-forming humus layer, in surface litter, in ground vegetation and, in standing trees on afforested arable fields. Carbonate carbon was eliminated from the mineral soil by treating the samples with HCl.

Results and discussion

According to the results, carbon pools in the soil of afforested former fields are considerably higher compared with results obtained from continuously forested sites on mineral soil. In this study the carbon storage in the soils (0–50 cm) of 9–25 years old stands was on the average 8.5 kg/m^2. Carbon stores in mineral soil forests (0–50 cm) are according to Liski and Westman (7) 3.7–5.3 kg/m^2. However, the field to field variation in carbon amounts was high probably reflecting differences in cultivation methods prior to afforestation. The formation of organic layer in afforested fields is a slow process. The 9–25 years old afforested fields of this study had on the average 0.3 kg/m^2 organic carbon in their organic layer. The carbon pools of the organic layer in forests (7) have been reported to be considerably higher (1.6–2.2 kg/m^2). However, with increasing time since afforestation the amount of carbon bound in the newly forming humus layer (O horizon) on top of the mineral soil increased (Fig 1).

In the former tilling layer (0–20 cm) the carbon pool tended to decrease with increasing stand age, while the pool below tilling layer (20–50 cm) remained rather constant. We believe that the

decrease in top soil carbon pool mostly is the result of slow annual litter input from the developing tree stand: substantial pulses of litter will not reach soil until logging residues, stumps and roots are added to soil upon tree harvest. The effect of tree species is significant both in biomass and litter production. In other studies after afforestation, organic carbon content has been found to increase or decline in the surface soil (0–5 cm, 0–10 cm), while in deeper in the soil profile (15–25 cm), the carbon content has been found to decrease with increasing time period since afforestation (5, 8, 9, 10). It should indeed be kept in mind that in this study, as in others, time has been substituted by place assuming that differently aged stands locate on sites having similar history rendering equal carbon pools at the time of afforestation. Such assumption cannot be verified and, only studies with repeated sampling over time would give an accurate picture of the soil carbon dynamics.

Due to the development of neo-forming organic layer in spite of the decrease in topsoil carbon stores the overall effect of afforestation on soil carbon amounts during the 50–70 year period was rather small. However, when carbon bound in the developing tree stand is taken into account, afforestation turns arable land into to a working sink for atmospheric carbon even at this time perspective, and, the efficiency of such sink would increases with time since afforestation

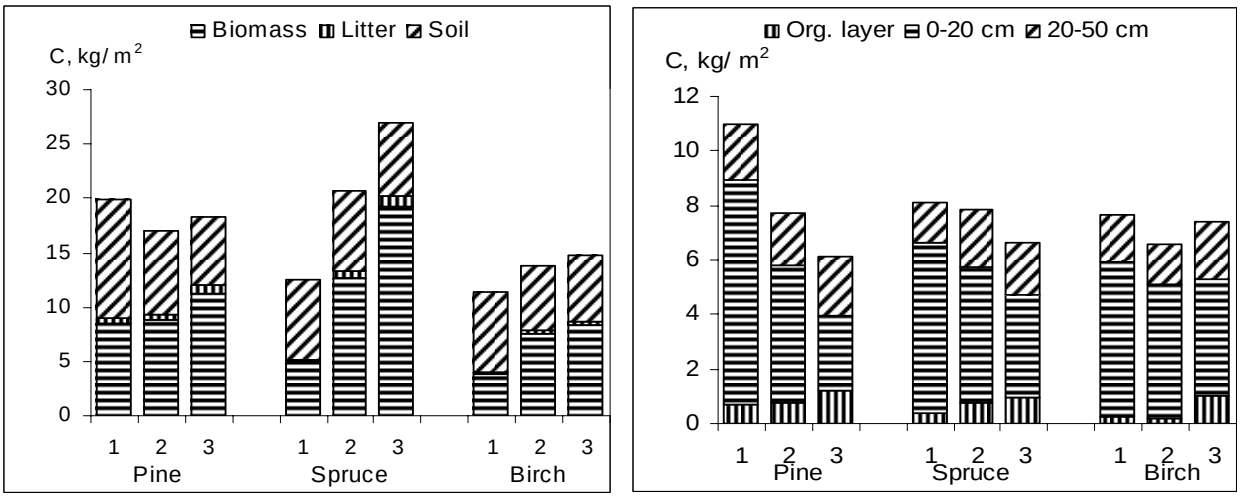


Fig 1. Organic carbon bound in 9–25 years (1), 26–40 years (2) and, more than 40 years (3) old afforestation areas planted with Scots pine, Norway spruce and Silver birch as **A**) total carbon pool on site distributed among biomass, in litter and in soil and as **B**) pools in different soil layers (O layer on top of mineral soil, 0–20 cm, 20–50 cm mineral soil layers).

References

1. Wall, A & Hytönen, J. 2004. Soil fertility of afforested arable land compared to continuously forested sites. Plant and Soil. Accepted.
2. IPCC 2003. Penman, J., Kruger, D., Gytarsky, M., Hiraishi, T., Krug,. T., Pipatti, R., Buendia, L., Ngara, T., Miwa, K., Tanabe, K. & Wagner, F. (Eds). IPCC Good Practice Guidance for Land use, Land-Use Change and Forestry. IPCC/IGES, Hayama, Japan.
3. Wilde, S.A. 1964. Changes in soil productivity induced by pine plantations. Soil Sci. 97: 276-278.
4. Switzer, G.L., Shelton, M.G. & Nelson, L.E. 1979. Successional development of the forest floor and soil surface on upland sites of the east gulf coastal plain. Ecology 60(6): 1162-1171.
5. Vesterdal, L., Ritter, E. & Gundersen, P. 2002. Change in soil organic carbon following afforestation of former arable land. For. Ecol. Manage. 169:137-147.
6. Westman, C. J. 1995. A simple device for sampling of volumetric forest soil cores. Silva Fennica 29(3): 247–251.
7. Liski, J. & Westman, C.J. 1995. Density of organic carbon in soil at coniferous forest sites in southern Finland. Biogeochemistry 29:183-197.
8. Zak, D. R., Grigal, D. F., Gleeson, S. & Tilman, D. 1990. Carbon and nitrogen cycling during old-field succession: Constraints on plant and microbial biomass. Biogeochemistry 11: 111-129.
9. Makeschin, F. 1994. Effects of energy forestry on soils. Biomass Bioenergy 6: 63-79.
10. Mann L K 1986. Changes in soil carbon storage after cultivation. Soil Sci. 142: 279-288.
11. Jug, A., Makeschin, F., Rehfuess, K. E. & Hofmann-Schielle, C. 1999. Short-rotation plantations of balsam poplars, aspen and willows on former arable land in the federal Republic of Germany. III. Soil ecological effects. For. Ecol. Manage. 121: 85-99.

Solubility of cadmium in ash fertilized forest soils

Kadmiumin liukoisuus tuhkalla lannoitetussa metsämaassa

Anna Kepanen[*1)], Martin Lodenius[2)], Esa Tulisalo[2)] and Helinä Hartikainen[1)]

[1)]Department of Applied Chemistry and Microbiology, FIN-00014 University of Helsinki, Finland
[2)]Department of Biological and Environmental Sciences, FIN-00014 University of Helsinki, Finland

Introduction

In Finnish forest industry, burning of wood residues generates annually more than 100 000 tons of wood ash (1). This causes a waste problem, wherefore the use of ash as a nutrient-rich fertilizer in the forests is of a great interest. However, this option has been questioned due to possible environmental risks attributed to the detrimental elements and heavy metals such as cadmium (Cd) accumulated in ash.

The mobility and bioavailability of heavy metals are dependent on their reactions with soil components. This study was undertaken to assess the distribution of ash-derived cadmium in water-soluble, exchangeable, organically bound, and oxide-bound pools. The fate of cadmium was monitored in a field experiment as well as in the laboratory by incubation test. The purpose was 1) to determine the long-term effects of wood ash on soil pH and the mobility and extractability of cadmium in the mineral and peat soils in the field, and 2) to study how wood ash-derived cadmium will be distributed between various pools of dissimilar bioavailability in a short-term laboratory experiment.

Materials and methods

The study plots were situated in southern Finland, a forest area in Evo (61°14′N and 25°12′E).
4800 kg ha^{-1} (dry weight) of self-hardened wood ash was manually applied on the catchment areas of lakes "Nimetön" and "Tavilampi" two years earlier. The quantity yielded a mean cadmium burden of 44 g ha^{-1}. From nearby forest areas, untreated control plots with similar vegetation were chosen.

The ashes used in the incubation experiment were obtained from the Äänekoski pulp factory (Metsä-Botnia Ltd.) and the Uimaharju pulp factory (Enocell Ltd.). The ash from Äänekoski originates mainly from wood bark (pine, spruce, birch, and aspen) and from small amounts of peat and biosludge. The ash from Uimaharju is produced by burning wood bark (75% birch, 25% pine). The various ash types and their total cadmium concentration (HNO_3 extraction, EPA Method 3051, flame AAS Varian SpectrAA-400) were:

A: fly ash, Äänekoski	5.5 mg kg^{-1}
B: bottom ash, Äänekoski	0.2 mg kg^{-1}
C: self-hardened ash, Äänekoski	3.1 mg kg^{-1}
D: granulated ash, Uimaharju	12.5 mg kg^{-1}
E: fly ash, Uimaharju	12.8 mg kg^{-1}

In the three-week incubation experiment, either 50 g of moist (to avoid changes in the water retention capacity) peat soil or 200 g of air-dried mineral soil was added to a plastic pot. 6.4 g of ash was mixed to each pot (approximately equals 10 t ha^{-1} in the forest). The amount was chosen 1) to simulate the distribution of ash on the top soil (no mixing with the soil) and 2) to enable us to assess the distribution of ash-derived cadmium between various fractions in a relatively short-term incubation experiment. The experiment was carried out in quadruplicate. The control samples were incubated without ash.

A sequential fractionation analysis was used to investigate the solubility of ash-derived cadmium (distribution between various pools of decreasing bioavailability):

"Water soluble": 50 ml of H_2O (deionized), shaking for 1 h
"Exchangeable": 25 ml of KNO_3, shaking for 1 h (extraction was repeated four times and the supernatants obtained were combined)
"Organically bound": 50 ml of 0.5 M NaOH, shaking for 16 h
"Oxide bound": 50 ml of 0.1 M $NH_2OH*HCl$, pH 2, shaking for 30 min
"Residual": Total minus above-mentioned fractions
The procedure used in this investigation was adopted from different extraction methods (2-7). Separate samples (field: duplicate; incubation: one from each experimental unit) were used for the determination of the total cadmium concentration.

Results and discussion

In the field experiment, the manual application resulted in an uneven distribution of ash, which may result in hot spots and an increased environmental risk of cadmium. On the other hand, in the humus layer of ash-treated mineral soil the exchangeable cadmium pool considered bioavailable was decreased. This was confirmed in the short-term incubation experiment.

In the incubation experiment, water-soluble and exchangeable cadmium, considered to represent bioavailable pools, remained low in all treatments. The results indicate that the stabilization of ash and the liming effect of the material are factors limiting the mobility of cadmium in soil even if the increase in the total amount can be high. After three-week incubation, the main part of ash-originating cadmium was recovered in the residual fraction difficult to dissolve. The other fractions, excluding water soluble and exchangeable ones, can be taken to represent cadmium supplies potentially mobilizable. In peat soil (no oxidic sorption components), potentially mobilizable cadmium was recovered in the fraction assumed to be organically bound (NaOH extractable). In the mineral soil (low in organic matter), the ash additions resulted in a marked accumulation into the oxide-bound form ($NH_2OH*HCl$).

These responses suggest that immediately after the ash application, the risk of markedly increased concentration of bioavailable cadmium is very low. The effective binding of the ash-derived cadmium in the organic and oxide-bound fractions can be explained by the liming effect of the ash. Both the specific sorption of cadmium on hydrated oxide surfaces and the nonspecific sorption on cation exchange sites will increase, when pH increases ($pK_a(Cd^{2+}) = 10.1$). Although pH increase in the field study was not as remarkable as in the incubation experiment (pH 7-8), in hot spots high pH values are possible. The effect on pH can be long-lasting (8), but the immediate high pH effect is more likely to be of short duration. Likewise, the enhanced binding of cations after ash application is probably temporary and will gradually disappear (9).

The three-week incubation experiment demonstrated that effects of ash-fertilization on pH, cadmium concentration, and cadmium species in the soil can be found rather soon in warm soil. It also showed that these effects are dependent on the type of ash used in the fertilization. Therefore, the short-term risks of different ashes are not directly related their cadmium content. For example, the release of cadmium from the granulated ash may, at least in the short term, be small despite its high total cadmium content. On the other hand, the efficiency of this material as a liming agent is also lower. Earlier studies have also shown that the stabilization of the wood ash by granulation or self-hardening retards the liming effect as well as the solubilization of metals (10,11).

Acknowledgements

This study was supported by the Academy of Finland and the Ministry of the Environment (EEMA project).

References

1. Teollisen toiminnan jätteet 1992. Ympäristö 1995: 7. Tilastokeskus. Helsinki. 162 p.
2. Sposito, G, Lund, LJ, Chan, AC. 1982. Trace Metal Chemistry in Aridzone Field Soils Amended with Sewage Sludge: I. Fractionation of Ni, Cu, Zn, Cd, and Pb in Solid Phases. Soil Sci Soc Am J 46: 260 - 264.
3. Miller, WP, Mc Fee, WW. 1983. Distribution of cadmium, zinc, copper, and lead in soils of industrial northwestern Indiana. J Environ Qual 12: 29 - 33.
4. Xian, X, Shokohifard, GÅ. 1989. Effect of pH on chemical forms and plant availability of cadmium, zinc, and lead in polluted soils. Water Air Soil Pollut 45: 265 - 273.
5. Amacher, MC. 1996. Nickel, cadmium, and lead. In: Sparks, DL, Page, AL, Helmke, PA, Loeppert, RH, Soltanpour, PN, Tabatabai, MA, Johnston, CT, Sumner, ME, editors. Methods of soil analysis. Part 3 Chemical methods. SSSA Book Series No. 5. Soil Science Society of America Inc., American Society of Agronomy Inc., Madison, Wisconsin, USA, pp. 739 - 768.
6. Ma, LQ, Rao, GN. 1997. Chemical fractionation of cadmium, copper, nickel, and zinc in contaminated soils. J Environ Qual 26: 259 - 264.
7. Narwal, RP, Singh, BR, Salbu, B. 1999. Association of cadmium, zinc, copper, and nickel with components in naturally heavy metal -rich soils studied by parallel and sequential extractions. Commun Soil Sci Plant Anal 30: 1209 - 1230.
8. Hakkila, P. 1986. Recycling of wood and bark ash. A state-of-the-art review for programme group C under the IEA Forest Energy Agreement. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 11, Helsinki, 44 p.
9. Zhan, G, Erich, MS, Ohno, T. 1996. Release of trace elements from wood ash by nitric acid. Water Air Soil Pollut 88: 297 - 311.
10. Eriksson, J. 1998. Dissolution of hardened wood ashes in forest soils: studies in a column experiment. Scand J Forest Res Suppl. No. 2: 24 - 31.
11. Lundborg, A. 1998. Ecological and economical evaluation of biomass ash utilization -the Swedish approach. In: Obernberger, I, editor. Ashes and particulate emissions from biomass combustion. Formation, characterisation, evaluation, treatment. Thermal Biomass Utilization 3: 29 - 41.

Soil organic nitrogen mineralization can be accelerated releasing enzymes and substrates from soil mineral particles with phosphates

Maan orgaanisen typen mineralisaatiota voidaan nopeuttaa vapauttamalla entsyyejä ja substraatteja maan mineraaliaineksesta fosfaateilla

Anni Kokkonen

MTT, Ympäristöntutkimus, Maaperä ja ympäristö, E-talo, 31600 Jokioinen

Introduction

An improved method for measuring organic N (net) mineralization has been developed. The method is based on chemical extraction in combination with suspension incubation. My objective was to develop accurate and rapid incubation method by combining effective extraction with incubation, assuming that the outcome would be more accurate than that given by analyzing any particular N compounds in extracts.

Materials and methods

In this study I used extractants with ions with different affinity for solid particles: H_2O, neutral phosphate buffer solution and 0.05 M $Na_4P_2O_7$. Five gram samples of ground air dry soil was extracted with 50 ml of 1) deionized water, 2) 1/15 M phosphate buffer (pH 7.0) consisting of $Na_2HPO_4 \cdot 12H_2O$ (14.6 g l^{-1}) and KH_2PO_4 (3.5 g l^{-1}) solution and with 3) 0,05 M $Na_4P_2O_7$ solution by shaking 1 hour on a rotary shaker in 100 mL glass jars. To get direct evidence of the extent to which extracted org. N is mineralizable (mineralizability), the extraction suspension was further incubated after the extraction procedure. In this 'extraction incubation' method extraction continues during the incubation but only mineralizable organic matter is mineralized. Standard incubation is usually performed in sealed N_2-flushed flasks (1, 2). However, when phosphate or pyrophosphate soil suspensions are incubated, (NH_4) mobilization is much higher than in soil water suspensions. Further, accumulation of ammonia + (ammonium) other gases i.e. CO_2 can affect on reaction rate and final reaction equilibrium in the sealed incubation flask. It was to avoid these effects that the membrane method was developed. In this method the flask is closed with ammonia absorbing membrane permeable to other gases. Each suspension was incubated at 37º C in sealed bottles (SB), sealed N_2 gas flushed bottles (SBN_2) and in bottles with ammonia trapping filters (MB) for 0, 2, 5 and 10 days.

Results and discussion

Before incubation greater amounts of NH_4-N were extracted with the pyrophosphate (4.7 mg kg^{-1}) than with phosphate buffer (2.6 mg kg^{-1}) or water (3.3 mg kg^{-1}). In phosphate and pyrophosphate suspensions mobilization was considerable higher than in water suspensions (Figure 1). It can be considered that accelerated mobilization is based on detachment of organic matter from mineral components of soil, from clay minerals and Al- and Fe-oxides. After extraction release effect is likely continued during incubation. Decay reactions are controlled by soil enzymes, i.e. exoenzymes (3). Acceleration effect is due detachment of both organic substrates and enzymes from mineral components. In pyrophosphate incubation ammonia mobilization in membrane bottles (MB) was linearly dependent on time (Figure 1c). This shows that NH_4-N mobilization was constant during incubation time. In the sealed bottles (SB, SBN_2), in constrast mobilization rate was highest during first two days. This finding is attributed to the fact that in sealed bottles, the gaseous reaction products, e.g. NH_3 and CO_2, can not escape, but accumulate in the bottle and slow reaction rate down. The new membrane method described here is more practical and theoretically more accurate than incubation procedures in which NH_4 is leached out periodically, thus improving the reaction rate (4). In phosphate suspensions mobilization was highest during first two days and after that slightly slower and linearly dependent on time (Figure 1b). Slower mobilization rate was due to less amount of easily mineralisable organic substrates released with phosphate. Linearity in sealed

phosphate bottles may be caused by less accumulation of reaction products compared to sealed pyrophosphate bottles. As a result of weak extraction efficiency, no linearity was found in water (Figure 1a). This nonlinearity was most likely due to the limiting effect of small amount of substrates or enzymes in solution phase.

Net N mineralization can be accelerated considerably by releasing enzymes and substrates from soil mineral particles with phophates extraction. It was also concluded that membrane bottles were best suited to incubation when mobilization reactions were accelerated with phosphates or pyrophosphates.

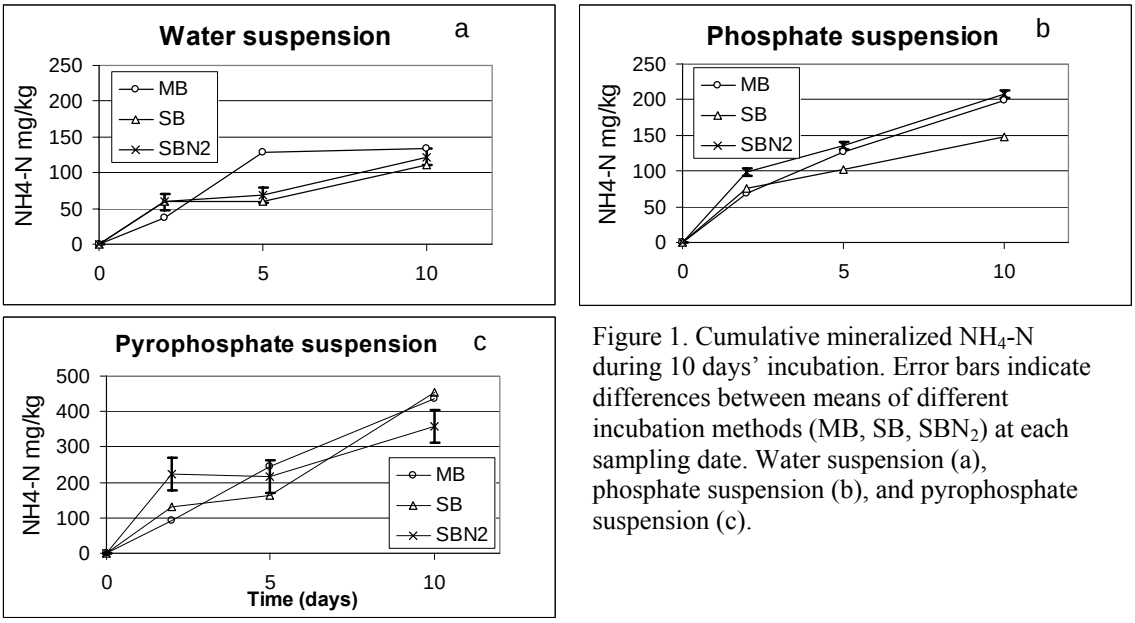


Figure 1. Cumulative mineralized NH_4-N during 10 days' incubation. Error bars indicate differences between means of different incubation methods (MB, SB, SBN_2) at each sampling date. Water suspension (a), phosphate suspension (b), and pyrophosphate suspension (c).

References

1. Stenberg, B., Johansson, M., Pell, M., Sjödahl-Svensson, K., Stenströn, j. and Torstensson L. 1997. Microbial biomass and activities in soil as affected by frozen and cold storage. Soil Biology and Biochemistry 30, 393-402.
2. Waring S., A., Bremner J., M. 1964. Ammonium production in soil under waterlogged conditions as an index of nitrogen availability. Nature 201, 951-952.
3. Moorhead, D.L., Sinsabaugh, R.L. 2000. Simulated patterns of litter decay predict patterns of extracellular enzyme activities. Applied soil ecology 14, 71-79.
4. Stanford, G. and Smith S.J. 1972. Nitrogen mineralization potentials of soils. Soil Science Society of America Proceedings 36, 465-472.

Suomen maannoskartta ja tietokanta mittakaavassa 1:250 000: näytteitä kartasta ja maannosten levinneisyydestä kolmella alueella

Finnish soilmap and soildatabase in scale 1:250 000: map fragments and soil distribution in three areas

Harri Lilja* ja Markku Yli-Halla

MTT (Maa- ja elitarviketalouden tutkimuskeskus), 31600 Jokioinen

Johdanto

Suomalaiseen maalajiluokitukseen perustuvat maaperäkartat ovat kansainvälisen käsityksen mukaan lähtöaineskarttoja (Maps of quaternary deposits, parent material maps). Suomessa esiintyvien maannosluokkien levinneisyyttä kuvaavat kartat (Soil maps) ovat tähän saakka olleet varsin yleispiirteisiä. Euroopan maaperäkartalla (1:1000 000) Suomen alue kuvataan ainoastaan 1000 karttakuviolla, joiden keskimääräinen koko on siis noin 300 km^2. Vuonna 2003 käynnistyneessä hankkeessa laaditaan MTT:n, GTK:n ja Metlan yhteistyönä valtakunnallinen, kansainvälisesti yhteensopiva maannostietokanta GTK:n parhaillaan laatiman 1:250 000-mittakaavaisen geologisen maaperäkartan pohjalta. Tietokanta sisältää tyypillisten suomalaisten maalajien ja maannosten levinneisyydet ja ominaisuuksia. Maannoskartan on tarkoitus saavuttaa valtakunnallinen kattavuus vuonna 2009.

Aineisto

Maaperämme on nuorta, mistä syystä maannosnimi voidaan kohtalaisen luotettavasti johtaa suomalaisesta maalajista ja mm. matalalentogeofysiikan tulosten tulkinnalla saatavista, lähinnä märkyyttä/turvekerroksen paksuutta koskevista lisätiedoista. Maannosnimen johtaminen perustuu pintamaan ja 1 metrin syvyydessä olevan maan maalajiin. Euroopan maaperätoimiston (European Soil Bureau) ohjeen mukaan tiettyä maannosta (Soil Body) esittävien kuvioiden minimiala on noin 6 ha, ja ne yhdistetään vähintään 150 ha:n suuruisiksi maalajimaisemiksi (varsinaiset karttakuviot, Soilscape). Seuraavassa taulukossa esitetään suomalaisilla maalajeilla tyypillisimmin esiintyvät maannokset ja niiden levinneisyys kolmella tällä hetkellä valmiina olevalla kartoitusalueella, jotka kattavat noin 6 % maamme maa-alasta. Turvemaat jaetaan lisäksi paksuihin (>60 cm) ja ohuisiin (30-60 cm) turpeisiin. Soistumien ja ohuiden turpeiden rajaus vaatii vielä tarkennusta. Tietokannasta voidaan myös laskea erikseen viljelymaiden maalajien/ maannosten pinta-alat ja tuottaa tieto eloperäisten viljelymaiden pinta-alasta.

Suomalainen maalaji	Maannos	Suupohja 4889 km^2	**Pyhäntä-Sotkamo 5829 km^2**	Länsi-Lappi 8690 km^2
		%	%	%
Kalliomaat	Leptosols	8.5	7.4	2.0
Moreenit ja karkeat lajittuneet maat (Sr, Hk, KHt)	Podzols	51.0	52.1	60.3
HHt, Hs	Regosols	13.0	2.3	1.3
Savimaat	Cambisols	3.1	2.0	0.0
Soistumat (turvetta alle 30 cm)	Gleysols	0.6	0.6	0.1
Turvemaat (turvetta >30 cm)	Histosols	23.8	35.6	36.3

Kirjallisuus

1. Talkkari, A., Nevalainen, R. 2003. Georeferenced 1:250 000 soil database for Finland - an approach based on multisource geological and soil data. In: 4th European Congress on Regional Geoscientific Cartography and Information Systems: Geoscientific Information for Spatial Planning, Bologna, Italy, June 17th - 20th 2003. pp. 276-279.
2. Mokma, D.L., Yli-Halla, M., Hartikainen, H. 2000. Soils in a young landscape on the coast of southern Finland. Agricultural and food science in Finland 9: 291-302.
3. Yli-Halla, M., Mokma, D. L. 2001. Soils in an agricultural landscape of Jokioinen, south-western Finland. Agricultural and food science in Finland 10: 33-43.
4. Yli-Halla, M., Mokma, D. 2002. Problems encountered when classifying the soils of Finland. European Soil Bureau. Research report 7: 183-189.

Maaperän, maaveden ja pohjaveden kemiallinen koostumus happamalla sulfaattimaalla sijaitsevalla gradienttilinjalla Länsi-Suomessa

The chemical composition of the soil, soil water and groundwater along a gradient line located on acid sulphate soil in western Finland

Antti-Jussi Lindroos*[1)] , John Derome[2)] ja Pasi Rautio[3)]

[1)]Metsäntutkimuslaitos, Vantaan tutkimuskeskus, PL 18, 01301 Vantaa
[2)]Metsäntutkimuslaitos, Rovaniemen tutkimusasema, PL 16, 96301 Rovaniemi
[3)]Metsäntutkimuslaitos, Parkanon tutkimusasema, Kaironiementie 54, 39700 Parkano

Johdanto

Suomen länsirannikolla esiintyy monilla alueilla ns. happamia sulfaattimaita, joille on tyypillistä maaperän luontainen voimakas happamuus ja monien metallien ja raskasmetallien korkeat pitoisuudet (1, 2, 3). Hapan sulfaattimaa syntyy, kun meren pohjaan kerrostuneet sulfidisedimentit nousevat pohjaveden pinnan yläpuolelle esimerkiksi maan kohoamisen seurauksena. Tällöin sulfidisedimentit hapettuvat sulfaatiksi, ja tähän prosessiin liittyy voimakas happamoituminen ja metallien liukenemista maa- ja pohjaveteen. Vaikka happaman sulfaattimaan kemiallisen koostumuksen vaikutuksista metsien yleiseen terveydentilaan on jonkin verran tutkimustietoa (4), lisää tutkimusta tarvitaan mm. voimakkaan happamoitumisen vaikutuksista metsikön ravinnekiertoon ja metsämaiden pohjaveden laatuun. Tämän työn tarkoituksena oli tutkia happaman sulfaattimaan ja sen maa- ja pohjaveden kemiallisia ominaisuuksia Uusikaarlepyyssä sijaitsevalla kuusta kasvavalla havaintoalalla ja siltä lähtevällä gradienttilinjalla. Havaintoala kuuluu yleiseurooppalaiseen metsien terveydentilan seurantaverkostoon (Forest Focus, Level II).

Aineisto ja menetelmät

Maankohoamisrannikolla sijaitsevan Uusikaarlepyyn havaintoalan maaperän iäksi arvioitiin 300 - 400 vuotta perustuen maanpinnan korkeuteen merenpinnasta (3 m m.p.y.) ja maakohoamisnopeuteen (n. 9 mm vuodessa). Havaintoalan puusto koostuu yksinomaan kuusesta (*Picea abies*) ja sen ikä on n. 60 vuotta. Metsätyyppi on *Oxalis-Myrtillus*-tyyppi. Maaperä koostuu hienojakoisesta moreenista ja siltistä. Maavesinäytteitä on kerätty vuodesta 1997 lähtien sulan maan aikana 5, 20 ja 40 cm:n syvyyksiltä vajovesilysimetreillä sekä 20 ja 40 cm:n syvyyksiltä alipainelysimetreillä. Maavesinäytteistä määritettiin pH, DOC, Ca, Mg, K, Na, Al, Al^{3+}, Fe, Mn, Cd, Cr, Cu, Ni, Zn, Si, S, SO_4, Cl, PO_4, N_{tot}, NO_3 ja NH_4. Maaperänäytteet kerättiin humuskerroksesta ja kivennäismaasta syvyyksiltä 0-5, 5-10, 10-20, 20-40 ja 40-80 cm. Näytteistä analysoitiin kokonaispitoisuudet humuskerroksessa (märkäpoltto HNO_3/H_2O_2) sekä C ja N (CHN-analysaattori). pH määritettiin vesi- ja $CaCl_2$-lietoksista. Vaihtuvat emäskationit, metallit ja raskasmetallit sekä uuttuva fosfori määritettiin $BaCl_2$-uutolla. Vaihtuva happamuus määritettiin titraamalla (NaOH, pH 7:ään). Havaintoalalta on kerätty myös neulasnäytteitä vuodesta 1995 lähtien kahden vuoden välein puuston ravinnetilan ja metallipitoisuuksien selvittämiseksi (5).

Happaman sulfaattimaan vaikutusta alueen pohjaveteen tutkittiin edellä kuvatulla Uusikaarlepyyn kuusikkoalalla sekä siltä lähtevällä n. 200 m pitkällä gradienttilinjalla, joka koostui kaikkiaan 10 havaintopisteestä. Gradienttilinjan toinen pää oli meren rannassa 0,5 m m.p.y. ja linja kulki sisämaahan päin siten, että toinen pää oli kuusikkoalalla 3 m m.p.y. Gradienttilinjan puusto koostui meren rannasta sisämaahan päin lepästä (*Alnus incana*), koivusta (*Betula spp.*) ja kuusesta (*Picea abies*). Pohjavettä kerättiin alipainelysimetreillä, jotka sijaitsivat pohjaveden pinnan alapuolella. Pohjavesinäytteistä määritettiin samat tunnukset kuin edellä kuvatuista maavesinäytteistä.

Tulokset ja tarkastelu

Maaveden (syvyydet 5 - 40 cm) ja maaperän kemiallinen koostumus osoittivat selvästi Uusikaarlepyyn kuusta kasvavan havaintoalan maaperän olevan hapan sulfaattimaa. Maaveden pH-

arvojen mediaanit olivat 3,8 - 4,1 humuskerroksesta aina 40 cm:n syvyydelle saakka. Maaperän pH(H_2O) vaihteli 3,3 - 3,7 humuskerroksesta 40 cm:n syvyydelle. Myös maaveden Al-, Fe-, S-, Zn-, Ni-, Cd- ja Cu -pitoisuudet olivat korkeita verrattuna Suomen tausta-alueilta raportoituihin tuloksiin. Neulasten kemiallisen koostumuksen perusteella kuusikon ravinnetila oli kuitenkin varsin hyvä eivätkä raskasmetallipitoisuudet olleet poikkeuksellisen korkeita verrattuna muualta Suomesta kerättyihin kuusinäytteisiin. Maaperässä esiintyvä voimakkaasti happamoitunut vyöhyke ja siihen liittyvät korkeat metalli- ja raskasmetallipitoisuudet eivät siis näyttäisi tulosten perusteella aiheuttavan uhkaa puuston ravinnetilalle. Tämä johtuu siitä, että kyseinen vyöhyke ei ulotu juuristovyöhykkeeseen, joka kuusella sijaitsee hyvin lähellä maan pintaa.

Pohjaveden happamuus kasvoi (pH aleni) gradienttilinjalla selvästi siirryttäessä meren rannasta sisämaahan päin kohti kuusikkoalaa. Myös pohjaveden Al- ja raskasmetallipitoisuudet kohosivat gradienttilinjalla sisämaahan päin siirryttäessä. Nämä muutokset indikoivat happaman sulfaattimaan muodostumista kuusikkoalalla ja gradienttilinjan sisämaahan päin sijoittuvilla havaintopisteillä. Näillä havaintopisteillä pohjaveden pinta on maankohoamisen myötä laskenut ja näin sulfidikerrostumat ovat hapettuneet sulfaatiksi, minkä seurauksena maaperä on happamoitunut voimakkaasti.

Kirjallisuus

1. Björklund, A. 1994. Critical load and special characteristics of the Quark area of Finland. Teoksessa: Critical loads and critical limit values. Raitio, H. ja Kilponen, T. (toim.). Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 513: 139-150.
2. Åström, M. ja Björklund, A. 1996. Hydrogeochemistry of a stream draining sulfide-bearing postglacial sediments in Finland. Water, Air, and Soil Pollution 89: 233-246.
3. Palko, J. 1994. Acid sulphate soils and their agricultural and environmental problems in Finland. Acta Univ. Oul. C 75. 58 s.
4. Derome, J., Lindroos, A-J. ja Lindgren, M. 2001. Soil acidity parameters and defoliation degree in six Norway spruce stands in Finland. Water, Air, and Soil Pollution: Focus 1: 169-186.
5. Raitio, H. 1999. Needle chemistry. Teoksessa: Forest condition in Finland, National report 1998. Raitio, H. ja Kilponen, T. (toim.). Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 743: 51-69.

Karike- ja humuskerroksen proantosyanidiinien määritys eri puulajien metsiköistä

Determination of proanthocyanidins in forest floor under different tree species

Jyrki Loponen*[1)], Veikko Kitunen[2)], Kalevi Pihlaja[1)] ja Aino Smolander[2)]

[1)]Turun yliopisto, kemian laitos, Vatselankatu 2, 20014 Turku
[2)]Metsäntutkimuslaitos, Vantaan tutkimuskeskus, PL 18, 01301 Vantaa

Johdanto

Fenoliset yhdisteet on laaja ja monimuotoinen kasvien sekundäärimetaboliittien ryhmä, joka ottaa osaa lukuisiin ekologisiin ja fysiologisiin vuorovaikutuksiin maaperässä ja kasvikunnassa. Biosynteettisesti fenoliset yhdisteet ovat muodostuneet kasveissa sikimaatti/arogenaatti- tai asetaatti/malonaatti- synteesireittien kautta (1).

Proantosyanidiinit (synonyymi: kondensoituneet tanniinit) puolestaan ovat eräs tärkeä fenolisten yhdisteiden alaryhmä. Proantosyanidiinit ovat muodostuneet flavan-3-oli –tyyppisten monomeeriyksiköiden (tai joskus flavan-3,4-diolien) kondensaatiolla, jossa monomeerit sitoutuvat toisiinsa flavanoidiyksiköiden välisillä C4-C8- tai C4-C6- sidoksilla (B-tyypin rakenne). Kaksi monomeeriyksikköä voivat edellä mainittujen lisäksi sitoutua C-O-C –sidoksella (A-tyypin rakenne) (2).

Tämän työn tavoitteena on selvittää proantosyanidiinien pitoisuuksia ja koostumusta eri puulajien metsiköiden karikkeessa ja maaperässä. Aihepiiri on osa laajempaa tutkimusta, joka liittyy polyfenolien merkitykseen maan hiilen ja typen transformaatioiden säätelyssä.

Aineisto ja menetelmät

Tutkimuskohteena oli puulajikoe Kivalossa, Pohjois-Suomessa (66°20'N/26°40'E), jossa 70-vuotias rauduskoivikko (*Betula pendula*), männikkö (*Pinus sylvestris*) ja kuusikko (*Picea abies*) kasvavat vierekkäin alunperin samanlaisella maaperällä (3). Näytteet kerättiin lokakuussa vuonna 2003 karikekerroksesta (Ol) ja humuskerroksesta (Of ja Oh). Lisäksi kerättiin näytteitä koivun lehdistä sekä kuusen ja männyn neulasista.

Proantosyanidiinien analyysia varten näytteet kylmäkuivattiin ja homogenoitiin hienojakoiseksi jauheeksi. Jauhettu kasvi- ja maamateriaali uutettiin 70 % asetonin vesiliuoksella. Proantosyanidiinien tunnistaminen lehti- ja neulasnäytteistä tehtiin sekä käänteisfaasi (RP)- että normaalifaasi (NP)- suuren erotuskyvyn nestekromatografialla (HPLC) sekä UV/DA- ja massaspektrometrisella detektoinnilla. RP-HPLC -olosuhteet osoittautuivat sopiviksi lyhyiden proantosyanidiinien, monomeerista tetrameeriin, analysoimiseksi. NP-HPLC -olosuhteita hyödynnettiin pidempiketjuisten proantosyanidiinipolymeerien analysoinnissa (4). NP-HPLC -olosuhteissa on havaittu mm. pitkien proantosyanidiinipolymeerien lukuisten isomeerimuotojen häiritsevän kromatografista erottumista vähemmän kuin käänteisfaasiolosuhteissa (5).

Massaspektrometriset analyysit tehtiin pneumaattisesti avustetulla sähkösumustusionisaatio-tekniikalla negatiivisesti varautuneita ioneja tarkastelemalla.

Kokonaisproantosyanidiinipitoisuusanalyysit tehtiin kolorimetrisella happo-butanoli -määrityksellä ja spektrofotometrisella detektoinnilla (6,7). Happo-butanoli -määritystä modifioitiin soveltuvaksi sekä vesi- että etanoliliukoisille proantosyanidiineille.

Tulokset ja tarkastelu

Koivun lehtien ja kuusen sekä männyn neulasten HPLC-UV- ja HPLC-ESI-MS -analyysit osoittivat proantosyanidiinien olevan prosyanidiineja ja prodelfinidiineja. Samoin myös karike- ja maanäytteiden proantosyanidiinikoostumuksen pääteltiin kromatografisten analyysien perusteella käsittävän pääasiassa nämä kaksi polymeeriryhmää. Kuusikon karike- ja maanäytteet sisälsivät suurimmat proantosyanidiinipitoisuudet verrattuna rauduskoivikon ja männikön näytteisiin. Koivikon ja männikön kokonaisproantosyanidiinipitoisuudet olivat melko lähellä toisiaan. Rauduskoivikon karikekerros sisälsi proantosyanidiineja enemmän kuin Of- ja Oh -kerros. Kuusikossa Of -kerroksen proantosyanidiinipitoisuus oli korkein. Männikössä proantosyanidiinipitoisuudet olivat korkeimmat karikekerroksessa ja Of -kerroksessa.

Tulosten perusteella voitaisiin olettaa, että liukoisten proantosyanidiinien pidättyminen metsämaan ylimpiin kerroksiin aiheutuu toisaalta voimakkaasta adsorptiosta polyfenolisten rakenteiden ja maaperän orgaanisen aineksen välillä estäen näin liukoisten fenolisten yhdisteiden huuhtoutumisen alimpiin maakerroksiin. Toisaalta mikrobit hajottavat proantosyanidiinirakenteita, mikä voi pienentää proantosyanidiinien pitoisuutta jyrkästi. Lyhytketjuisten proantosyanidiinipolymeerien oletetaan huuhtoutuvan helpommin, kun taas pitkien ketjurakenteiden oletetaan säilyvän pidempään ylimpien kerrosten maaperämateriaalissa (8). Polymeerien pituuden kasvaessa niiden liukoisuus pienenee (9). Mikrobit saattavat myös hajottaa hitaammin pidempiketjuisia kuin lyhytketjuisia proantosyanidiinipolymeereja.

Lehtipuiden lehdet hajoavat nopeammin kuin havupuiden neulaset, mikä osaltaan saattaa vaikuttaa proantosyanidiinien ja myös muiden fenolisten yhdisteiden vapautumiseen kasvimateriaalista maahan. Edelleen, rakenteellisesti tarkastellen, proantosyanidiinien B-renkaan hydroksyyliryhmien lukumäärän on havaittu olevan verrannollinen proantosyanidiinien reaktiivisuuteen (10). Lisäksi prosyanidiini- ja prodelfinidiinityyppisten polymeerien erilaisen proteiineihin sitoutumiskyvyn on uskottu vaikuttavan maaperän vapaiden liukoisten proantosyanidiinien uutettavuuteen ja tästä johtuen niiden kokonaispitoisuuteen ja koostumukseen maaperässä (8).

Kirjallisuus

1. Strack, D. 1997. Phenolic Metabolism. Teoksessa: Plant Biochemistry. Dey, P.M. ja Harborne, J.B. (toim.). Academic Press. London. ss. 387-416.
2. Hemingway, R.W. 1989. Biflavonoids and proanthocyanidins. Teoksessa: Natural Products of Woody Plants I. Rowe, J.W. (toim.). Springer-Verlag. Berlin. ss. 571-651.
3. Smolander, A. ja Kitunen, V. 2002. Soil microbial activities and characteristics of dissolved organic C and N in relation to tree species. Soil Biol. Biochem. 34: 651-660.
4. Karonen, M., Loponen, J., Ossipov, V. ja Pihlaja, K. 2004. Analysis of procyanidins in pine bark with reversed-phase and normal-phase high-performance liquid chromatography-electrospray ionisation-mass spectrometry. Anal. Chim. Acta. 522: 105-112.
5. Lazarus, S.A., Adamson, G.A., Hammerstone, J.F. ja Schmitz, H.H. 1999. High-performance liquid chromatography/mass spectrometry analysis of proanthocyanidins in foods and beverages. J. Agric. Food Chem. 47: 3693-3701.
6. Terrill, T.H., Rowan, A.M., Douglas, G.B. ja Barry, T.N. 1992. Determination of extractable and bound condensed tannin concentrations in forage plants, protein concentrate meals and cereal grains. J. Sci. Food Agric. 58: 321-329.
7. Schofield, P., Mbugua, D.M. ja Pell, A.N. 2001. Analysis of condensed tannins: a review. Anim. Feed Sci. Technol. 91: 21-40.
8. Maie, N., Behrens, A., Knicker, H. ja Kögel-Knabner, I. 2003. Changes in the structure and protein binding ability of condensed tannins during decomposition of fresh needles and leaves. Soil Biol. Biochem. 35: 577-589.
9. Porter, L.J. 1989. Condensed tannins. Teoksessa: Natural Products of Woody Plants I. Rowe, J.W. (toim.). Springer-Verlag. Berlin. ss. 651-690.
10. Kraus, T.E.C., Zasoski, R.J., Dahlgren, R.A., Horwath, W.R. ja Preston, C.M. 2004. Carbon and nitrogen dynamics in a forest soil amended with purified tannins from different plant species. Soil Biol. Biochem. 36: 309-321.

Short-term effects of wood ash and nitrogen fertilization on CH_4, N_2O and CO_2 fluxes from boreal forest soil

Tuhka- ja typpilannoituksen lyhytaikaiset vaikutukset CH_4, N_2O ja CO_2 virtoihin boreaalisesta metsämaasta

Marja Maljanen*[1)], Hanna Jokinen[2)], Anne Saari[1)], Rauni Strömmer[2)] and Pertti Martikainen[1)]

[1)] Department of Environmental Sciences, University of Kuopio, Bioteknia 2, P.O.Box 1627, FIN-70211 Kuopio, Finland
[2)] Department of Ecological and Environmental Sciences, University of Helsinki, Niemenkatu 73, FIN-15140 Lahti, Finland

Introduction

Wood ash has been used as a fertilizer in forests soils to alleviate nutrient deficiencies and acidification in forest with naturally high nitrogen concentrations, e.g. peatland forests (1, 2). Additional nitrogen fertilisation is needed in nitrogen poor forest soils. Wood ash and nitrogen may change the activities of soil microbes including those producing or consuming greenhouse gases, such as nitrous oxide (N_2O), methane (CH_4) and carbon dioxide (CO_2) (3, 4). The trace elements in ash (e.g. Cd), can be harmful for microbes or plants (5).

Materials and Methods

We studied the fluxes of, CH_4, N_2O and CO_2 in a boreal spruce forest treated with wood ash and/or nitrogen fertilizer. Gas fluxes were measured with a static chamber method during three summer periods; first, second and fourth seasons after the fertilisation. Gas samples were analysed with a gas chromatograph equipped with FI-, EC and TC-detectors.

The experimental site was divided into 3 blocks, each consisting of 4 subplots for the different treatments; control (C), ash (A), nitrogen (N), or ash + nitrogen (A+N). The size of each subplot was 30 x 30 m. There was a buffering zone of 5 meters between the subplots. In the beginning of the experiments the ash plots received 6944 kg ha^{-1} wood ash (containing 30 kg P ha^{-1}), the nitrogen plots received 200 kg nitrogen ha^{-1} (50% as NH_4-N, 50% as NO_3-N), and the interaction, ash + nitrogen, plots received the both additions. The control sites remained unfertilised.

Results and Discussion

Ash fertilization or N-fertilization did not enhance N_2O emissions or CO_2 production in the N-limited boreal forest soil during the study period. CO_2 production was correlated strongly with soil temperature. During the first summer, CO_2 production was slightly lower in ash plots than in other plots. Ash and nitrogen fertilisation changed soil CH_4 uptake. CH_4 uptake was 20% higher in the A plots than in the C plots and 20% lower in the N plots than in C plots (Figure 1). In the plots, which received both nitrogen and ash (A+N), the difference was not statistically significant.

In conclusion, wood ash application in boreal forest soil did not have any significant effects on N_2O emissions *in situ*. Ash application compensated the negative effects of nitrogen on soil CH_4 uptake.

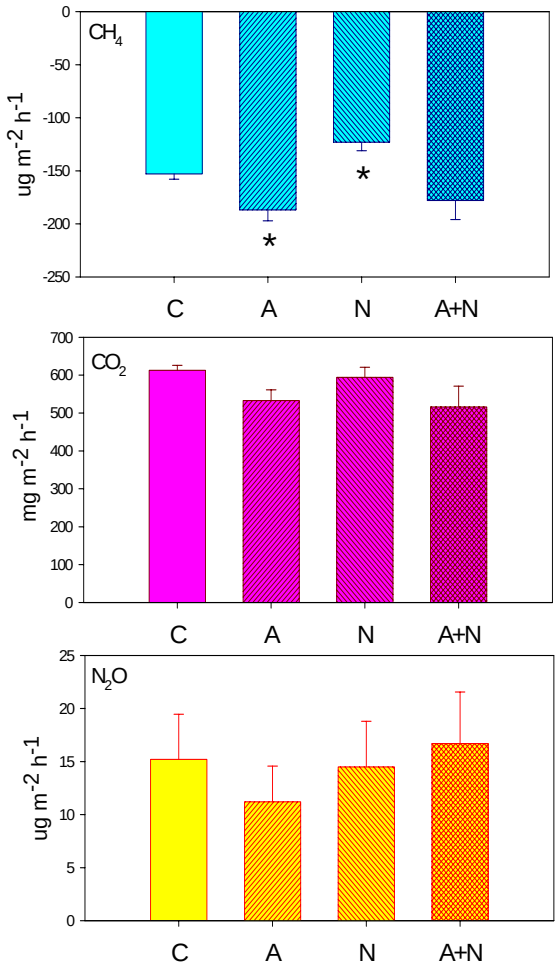


Figure 1. Mean fluxes of CH_4, CO_2 (dark respiration) and N_2O *in situ* during the study period. Error bars indicate standard error of the mean. C = control, A = ash, N = nitrogen and A+N = ash + nitrogen fertilisation. Statistical difference between treatment and control plot is indicated with * ($p < 0.05$).

Figure 2. Study site.

References

1. Demeyer, A., Voundi Nkana, J.C. and Verloo, M.G. 2001. Characteristics of wood ash and influence on soil properties and nutrient uptake: an overview. Bioresource technology 77: 287-295.
2. Hytönen, J. 2003. Effects of wood, peat and coal ash fertilisation on Scots pine foliar nutrient concentrations and growth on afforested former agricultural soils. Silva Fennica 37: 219-234.
3. Zimmermann, A. and Frey, B. 2002. Soil respiration and microbial properties in an acid forest soil: effect of wood ash. Soil Biology & Biochemistry 34: 1727-1737.
4. Martikainen, P.J., Ohtonen, R., Silvola, J. & Vuorinen, A. 1994. The effects of fertilization on forest soil biology, Microbiology. In: Effect of fertilization on forest ecosystem. Biological Research Reports from the University of Jyväskylä 38. p. 40-79.
5. Fritze, H., Kapanen, A.and Vanhala, P. 1995. Cadmium contamination of wood ash and fire-treated coniferous humus: effect on soil respiration. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 54: 775-782.

Valtakunnallisia teemakarttoja viljelymaiden hivenalkuaineista

Thema maps on trace elements in cultivated soils in Finland

Ritva Mäkelä-Kurtto*, Kaarina Grék ja Annukka Justén

MTT Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus, Ympäristöntutkimus, 31600 Jokioinen, Finland

Johdanto

Maaperä on yksi arvokkaimmista luonnonvaroistamme, sillä noin 95 % ihmiskunnan tarvitsemasta ravinnosta on joko suoraan tai epäsuoraan peräisin maasta. Maaperän säilyttäminen tuotantokykyisenä ja puhtaana on edellytys tulevien sukupolvien riittävälle ravinnonsaannille sekä myös aineiden ja energian luonnolliselle kiertokululle maapallolla. Maaperän laatu vaikuttaa satojen määrään ja laatuun, pinta- ja pohjavesien laatuun sekä osittain myös ilman ja ilmaston laatuun. Viljelytoimenpiteet ravinne- ja epäpuhtauskuormituksineen sekä ilman epäpuhtaudet voivat liata maaperää ja satoja, pinta- ja pohjavesiä sekä vähitellen johtaa hitaasti korjaantuvaan ympäristön saastumiseen. Viljelymaiden tilan seuranta on yksi keino hallita ympäristö- ja terveysriskejä.

Suomessa viljelymaiden tilan seuranta samoja peltolohkoja tutkien on pitkäaikaisinta Pohjoismaissa. Vuonna 1974 MTT aloitti laajan viljelymaiden tilaa selvittävän kartoituksen, jossa kerättiin maanäytteitä 2000 näytepisteestä. Vuonna 1987 näistä samoista peltolohkoista otettiin uusintatutkimuksiin 1320 näytepistettä. Kolmas ja viimeisin näytteidenkeruu tehtiin vuonna 1998. Silloin näytepisteiden lukumäärä oli 705 kpl (1). Vaikka näytepisteverkosto on vuosien varrella harventunut, niin näytepisteiden alueellinen edustavuus on säilynyt. Kullakin kolmella kerralla maanäytteistä määritettiin muiden ominaisuuksien ohella hivenalkuaineita kansallisin menetelmin. Analyysituloksia vuoden 1998 seurantanäytteistä esitetään valtakunnallisina teemakarttoina MTT:n kotisivuilla (2). Elintarvikkeiden tuotantoympäristön laadun kansainvälisen vertailtavuuden parantamiseksi samoista maanäytteistä haluttiin määrittää hivenalkuaineiden pitoisuuksia myös kansainvälisellä standardimenetelmällä.

Aineisto ja menetelmät

Vuonna 1998 kerätyistä seurantanäytteistä valittiin lisätutkimuksiin maanäytteitä 338 näytepisteestä edustavasti koko maan viljellyltä alueelta. Näytepisteistä 26 (7,7 %) sijaitsi eteläisimmällä eli ensimmäisellä (I) viljelyvyöhykkeellä, 66 (19,5 %) toisella (II), 149 (44,1 %) kolmannella (III), 77 (22,8 %) neljännellä (IV) viljelyvyöhykkeellä ja 20 (5,9 %) viidennellä (V) eli pohjoisimmalla viljelyvyöhykkeellä. Näytepisteiden peltolohkoista 219 (64,8 %) edusti karkeita kivennäismaita, 51 (15,1 %) savia (savespitoisuus > 30 %) ja 68 (20,1 %) eloperäisiä maita (humuspitoisuus > 20 %). Tutkittujen näytteiden maalajijakauma vastasi melko hyvin Suomen peltojen yleistä maalajijakaumaa. Maanäytteistä määritettiin kadmium-, lyijy-, elohopea-, kromi-, kupari-, nikkeli-, sinkki-, vanadiini-, arseeni- ja seleenipitoisuudet kuningasvesiuutteista kansainvälisen standardimenetelmän (ISO 11466) mukaisesti. Analyysituloksista laskettiin tilastollisia tunnuslukuja maalajiryhmittäin ja viljelyvyöhykkeittäin ja tehtiin ArcView Gis -ohjelmalla valtakunnallisia teemakarttoja.

Tulokset ja tarkastelu

Tutkittujen viljelymaiden (n=338) hivenainepitoisuudet esitetään valtakunnallisina teemakarttoina posterissa ja tilastollisina tunnuslukuina taulukossa 1. Hivenalkuaineiden pitoisuudet vaihtelivat huomattavasti sekä maalajiryhmittäin että viljelyvyöhykkeittäin. Karkeilla kivennäismailla alkuaineiden pitoisuudet olivat alhaisia ja korkeimmat pitoisuudet tavattiin savilla. Poikkeuksen tekivät kadmium, elohopea ja seleeni, joita oli eniten eloperäisillä mailla. Useiden hivenalkuaineiden, kuten esimerkiksi kadmiumin ja lyijyn, pitoisuudet olivat suurempia etelässä kuin pohjoisessa johtuen väestön, toimintojen ja päästöjen keskittymisestä etelään. Alueelliset

pitoisuuserot johtuivat osittain myös alueellisista maalajieroista. Taulukossa 2 esitetään analyysitulokset Viljavuuspalvelu Oy:n Laatumaa-luokituksen (3) mukaisesti. Nämä kansainvälisesti vertailtavat tulokset osoittavat tuotantoympäristömme todellista laatua ja antavat lisäarvoa suomalaiselle maataloudelle ja ympäristölle sekä laatu- ja elintarvikeketjulle.

Taulukko 1. Viljelymaiden tilan valtakunnallisessa seurannassa vuonna 1998 kerättyjen maanäytteiden (n = 338) analyysitulosten tilastollisia tunnuslukuja (Min = pienin luku, Max = suurin luku, Mean = keskiarvo, Std = keskihajonta) ja tulosten jakautuminen erikokoisiin prosenttiosuuksiin (esimerkiksi 5 % vastaava lukuarvo tarkoittaa muuttujan arvoa, jonka alapuolelle jää 5 % koko aineiston tapauksista).

	Tilastollisia tunnuslukuja								
Alkuaine	Min	5 %	25 %	50 %	75 %	95 %	Max	Mean	Std
Kadmium	0,016	0,047	0,096	0,153	0,231	0,416	0,748	0,183	0,120
Lyijy	2,1	4,3	6,6	8,6	11,2	17,9	57,9	9,7	4,9
Elohopea	0,008	0,017	0,028	0,039	0,055	0,089	0,949	0,047	0,055
Kromi	1,6	7,1	13,7	22,5	42,4	66,6	93,2	29,4	20,0
Kupari	2,7	5,3	10,3	17,1	27,3	51,2	91,6	21,2	15,5
Nikkeli	1,2	3,6	5,9	10,0	18,9	33,6	46,4	13,8	10,0
Sinkki	5,7	13,8	26,0	42,6	72,7	132,7	264,3	54,5	40,2
Vanadiini	2,7	10,6	20,6	32,0	53,3	85,3	272,5	39,7	27,6
Arseeni	0,32	0,88	1,79	2,76	4,59	9,42	166,10	4,13	9,28
Seleeni	0,030	0,070	0,130	0,180	0,300	0,733	5,440	0,290	0,436

Taulukko 2. Viljelymaiden tilan valtakunnallisessa seurannassa vuonna 1998 kerättyjen maanäytteiden (n = 338) analyysitulosten jakautuminen Viljavuuspalvelu Oy:n esittämiin Laatumaa-luokkiin: luokassa 1 pitoisuudet pienempiä ja luokassa 3 suurempia kuin luokassa 2.

Alkuaine	Luokka 1 Hyvin puhdas %	Luokka 2 Tavanomainen pitoisuus mg/kg	Luokka 2 Tavanomainen pitoisuus %	Luokka 3 Pitoisuus kohonnut %
Kadmium	8	0,06-0,30	77	15
Lyijy	0	2-20	97	3
Elohopea	30	0,03-0,11	67	3
Kromi	44	20-70	52	4
Kupari	24	10-35	63	13
Nikkeli	50	10-35	46	4
Sinkki	60	50-110	31	9

Kirjallisuus

1. Mäkelä-Kurtto, R. & Sippola, J. 2002. Monitoring of Finnish arable land: changes in soil quality between 1987 and 1998. Agricultural and Food Science in Finland 11: 273-284.
2. Mäkelä-Kurtto, R., Sippola, J., Grék, K. & Hakala, O. 2002. Peltojen valtakunnalliset viljavuus- ja raskasmetallikartat. Jokioinen: Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus. Viitattu 24.11.2004. Saatavissa internetistä http://www.mtt.fi/tutkimus/ymparisto/peltojen_tila.html
3. Mäntylahti, V. 2004. Laatumaa – luokittelurajat käytäntöön. Mikkeli: Viljavuuspalvelu Oy. Viitattu 16.11.2004. Saatavissa internetistä http://www.viljavuuspalvelu.fi/article1.htm

Maatilakohtaisia raskasmetallitaseita tutkitaan kansainvälisin menetelmin

Heavy metal balances at farm level are studied with international methods

Ritva Mäkelä-Kurtto* ja Annukka Justén

MTT (Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus), Ympäristöntutkimus, Jokioinen 31600 Jokioinen, Finland

Johdanto

Maatilakohtaisia taselaskelmia viljelymaan raskasmetalleista on maailmalla tehty toistaiseksi melko vähän. Syynä tähän on ollut ennen kaikkea taselaskelmiin tarvittavien taustatietojen puuttuminen. Vuosina 2001-2003 maatilojen raskametallitaseita selvitettiin EU:n AROMIS-hankkeessa (1), johon osallistui yli 20 Euroopan maata. Maatilojen tuotantopanosten ja tuotteiden metallipitoisuustietojen puutteellisuus tuli yleisesti esille tässä hankkeessa ja samoin kuin myös sen sisällä tehdyssä kansallisessa selvityksessä. Luotettavat maatilakohtaiset raskasmetallitaselaskelmat ovat mahdollisia vain, jos tunnetaan tilan raskasmetallivirrat, mikä puolestaan edellyttää tilan tuotantopanosten ja tuotteiden määrien ja metallipitoisuuksien selvittämistä.

Raskasmetallilisäyksiä maatilalle tulee tilan ulkopuolelta hankituista maatalouden tuotantopanoksista, kuten erilaisista lannoitevalmisteista ja teollisista ostorehuista, sekä myös laskeumista, jotka ovat lähtöisin teollisuuden, liikenteen, energiantuotannon ja jätteidenpolton päästöistä. Metalleja poistuu maatilalta sieltä pois viedyissä tuotteissa, kuten kasvi- ja eläinsadoissa, sekä vesien mukana pinta- ja pohjavesiin ja jonkin verran myös ilmaan haihtumalla. Lanta ja omavaraisesti tuotetut rehut ovat tilan omaa sisäistä kiertoa. Kuitenkin toiselle tilalle viedyn lannan raskasmetallit ovat poistumaa ja vastaavasti taas toiselta tilalta tuodun lannan metallit lisäystä. Kun maatilan raskasmetallilisäyksistä vähennetään -poistumat ja kun matemaattinen malli huomioi maaperätekijöiden ja luonnonolojen vaikutukset kasvien raskasmetallien ottoon ja raskasmetallien huuhtoutumiseen, selviää raskasmetallien tilakohtainen peltotase. Jos tase on positiivinen, raskasmetalleja kertyy viljelymaahan. Jos tase on negatiivinen, raskasmetallimäärä maassa vähenee. Taseen ollessa nolla raskasmetallien määrä maassa ei muutu ja tase osoittaa kestävää kehitystä.

EU:n AROMIS-hanke osoitti, että raskasmetallikuormitukset ja -kertymät peltoon ovat tavallisesti karjatiloilla suurempia kuin kasvinviljelytiloilla. Tuotantosuuntien välisiä eroja tutkitaan parhaillaan Maa- ja metsätalousministeriön luonnonvarojen kestävän käytön yhteistutkimushankkeessa ”Raskasmetallikuormitusten selvittäminen ja vähentäminen Suomen maatalousekosysteemeissä, RAKAS, 2004-2006”. Tutkittavat alkuaineet ovat kadmium, lyijy, elohopea, kromi, nikkeli, kupari, sinkki, vanadiini, arseeni ja seleeni, jotka kaikki ovat liiallisesti saatuina myrkyllisiä ihmisille ja eliöille, ja sen vuoksi useimmat edellä mainituista metalleista on luokiteltu vesipuitedirektiivin prioriteettiaineiksi EU:ssa tai Suomessa.

Hankkeen pitkäntähtäimen tavoitteena on suojella maaperää, vähentää raskasmetallikuormituksia maahan, -päästöjä vesiin ja metallien siirtymistä kasveihin sekä parantaa satojen ja elintarvikkeiden laatua, turvata ihmisten ja eläinten terveyttä ja hallita ympäristö- ja terveysriskejä. Käytännön tavoitteena on tuottaa tietoa maatilojen tuotantopanosten, tuotteiden, lannan, kotovaraisten rehujen sekä viljelymaiden raskasmetallipitoisuuksista ja tilakohtaisista raskasmetallitaseista, sekä tulosten pohjalta tarvittaessa antaa toimenpidesuosituksia raskasmetallikuormitusten vähentämiseksi.

Aineisto ja menetelmät

RAKAS-hankkeessa tutkitaan viittä tavanomaista kasvinviljelytilaa ja viittä tavanomaista maidontuotantotilaa. Kasvinviljelytilat sijaitsevat eteläisessä Suomessa ja maidontuotantotilat Pohjois-Pohjanmaalla. Tilat edustavat maatalouden nykyisiä päätuotantosuuntia ja alueelleen tyypillistä tuotantosuuntaa. Tutkittavat kasvinviljelytilat ovat Suomen Rehu Oy:n ISO-Vilja -tiloja ja maidontuotantotilat Valtion teknillisen tutkimuskeskuksen ja MTT:n maidon elinkaarta

selvittäneen FoodChain-hankkeen tiloja.

Vuoden 2004 aikana tiloilta kerättiin tietoja maataloustuotannosta, ainevirroista ja luonnonolosuhteista sekä näytteitä peltomaasta, lannoitevalmisteista, rehuista, lannasta, maidosta, lihasta ja kasvisadoista. Viljelijät ottivat itse maito-, lanta- ja kasvisatonäytteet annettujen ohjeiden mukaisesti. Muiden näytteiden ottoon käytettiin alan asiantuntijoita. Näytepisteiden maantieteelliseen paikantamiseen käytettiin GPS-tekniikkaa. Näytteet analysoidaan kansainvälisillä standardimenetelmillä tai muilla kansainvälisesti käytetyillä menetelmillä ja analysointityö saatetaan loppuun vuoden 2005 alkupuolella. Ainevirtojen, tuotantopanosten ja tuotteiden raskasmetallipitoisuuksien sekä maaperä- ja ympäristötietojen perusteella lasketaan vuonna 2005 tilakohtaiset raskasmetallien massataseet EU:n AROMIS-hankkeen uusimmilla mallintamismenetelmillä. Vuonna 2006 tulokset kootaan yhteen ja niiden pohjalta valmistellaan kansallisen asiantuntijaverkoston kanssa valtakunnallinen raskasmetallien vähentämisstrategia. Hankkeen toteuttajia ovat Kasvintuotannon tarkastuskeskus: lannoitevalmisteiden ja kaupallisten rehujen analysointi; MTT Kemian laboratorio: kasvi- ja eläintuotteiden analysointi; Geologian tutkimuskeskus: maanäytteiden analysointi; Viljavuuspalvelu Oy: lanta- ja maanäytteiden analysointi; MTT Ympäristöntutkimus: hankkeen koordinointi ja massataselaskelmat.

Tulokset ja tarkastelu

Hankkeen ansiosta Suomessa saadaan ensimmäistä kertaa tieteellistä näyttöä raskasmetallien peltotaseista tuotantosuunnittain todellisilla käytännön maatiloilla. Tutkimus tuottaa kansainvälisesti vertailukelpoisia tuloksia, jotka on tarkoitus tallentaa kansalliseen elintarvikeketjun laatutietopankkiin (ELATI) ja myös alan eurooppalaiseen tietopankkiin (AROMIS) (1). Tulokset julkaistaan vuonna 2007 MTT:n englanninkielisessä Agrifood Reseacrh Reports –sarjassa. Samana vuonna tuloksista tiedotetaan myös hankkeen loppuseminaarissa. Tuloksia voivat hyödyntää maatalous-, elintarvike-, ympäristö- ja terveysalan tutkijat kotimaassa ja ulkomailla, Suomen ja EU:n päättäjät edellä mainittuja aloja koskevien strategioiden, säädösten ja seurannan kehittelyssä, maatalouden panos- ja tuotosteollisuus sekä maatilat laatujärjestelmissään ja ympäristöraportoinnissaan sekä myös tuotteidensa ja toimintojensa laadun suunnittelussa ja optimoinnissa. Tiedot ovat arvokkaita koko maatalous- ja elintarvikesektorille, jonka kaikilla osa-alueilla edellytetään olevan toimivat laatujärjestelmät vuoteen 2006 mennessä.

Kirjallisuus

1. Eckel, H. 2004. Assessment and reduction of heavy-metal input into agro-ecosystems (AROMIS, 2001-2003), EU Conserted Action, coordinated by Association for Technology and Structures in Agriculture, Darmstadt, FRG, supported by Quality of Life and Management of Living Resources. Viitattu 20.11.2004. Saatavissa internetissä: http://www.ktbl.de/english/projects/aromis/forum/index.htm

Kuparin ja nikkelin liikkuvuus turvemaassa ja sen merkitys puiden metallialtistumisen kannalta

Vertical distribution of added Cu and Ni in a pine bog and the implications on metal availability to trees

Tiina Maileena Nieminen*[1)], Liisa Ukonmaanaho[1)], Nicole Rausch[2)] ja William Shotyk[2)]

[1)]Metsäntutkimuslaitos, PL 18, 01301 Vantaa
[2)]Ympäristögeokemian laitos, Heidelbergin yliopisto, Im Neuenheimer Feldt 236, 69120 Heidelberg, Saksa

Johdanto

Vaikka nikkeliä pidetään kasvien kannalta kuparia myrkyllisempänä, tutkimustulokset ovat tässä suhteessa melko ristiriitaisia. Esim. Nieminen (1) ei männyn altistuskokeessaan todennut selviä eroja nikkelin ja kuparin myrkyllisyydessä, kun kupari ja nikkeli annettiin epäorgaanisina suoloina kvartsihiekkaa kasvualustana käyttäen.

Tässä tutkimuksessa otimme turvenäytteitä vanhalta malminetsintäkokeelta, jonne on levitetty nikkeli- ja kuparisulfaattia vuonna 1962. Tavoitteenamme oli määrittää kuparin ja nikkelin nykyinen syvyyssuuntainen pitoisuusjakauma ylimmässä 100 cm:n paksuisessa turvekerroksessa. Pitoisuusjakaumia verrattiin käsitellyillä alueilla 1960- ja 1990-luvuilla tehtyihin männyn kuolleisuus määrityksiin (2, 3).

Aineisto ja menetelmät

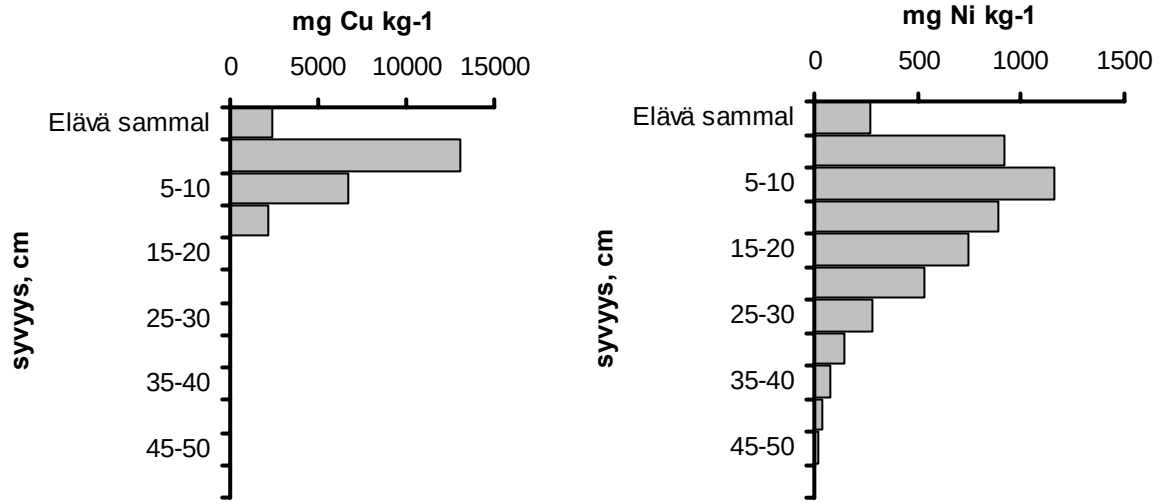
Heinäkuussa 1962 perustettiin malminetsintäkoe Alkkian Tunkiosalonnevan reuna-alueelle levittämällä kuparia ja nikkeliä (200 kg ha^{-1}) sulfaatteina tupasvillarämeelle 20m x 20m –kokoisille koealueille.

Turvenäytteet nostettiin 15cm x 15cm x 100cm –kokoisina yhtenäisinä suorakaiteina syyskuussa 2001. Näytteet paloiteltiin 5 cm:n viipaleiksi, joista määritettiin nikkeli ja kuparipitoisuudet XRF-menetelmällä.

Tulokset ja niiden tarkastelu

Suon pinnalle 40 vuotta sitten levitetty kupari oli pidättynyt turpeen ylipään 15 cm:n paksuiseen kerrokseen (Kuva 1). Suurin kuparipitoisuus löytyi 0-5 cm:n kerroksesta. Nikkelipitoisuuksien syvyyssuuntainen jakauma oli yhtenäisempi ja kohonneita pitoisuuksia oli myös alemmissa turvekerroksissa, vaikka suurin pitoisuus olikin 5-10 cm:n syvyydessä. Nikkelipitoisuudet olivat kaiken kaikkiaan selvästi kuparipitoisuuksia pienempiä. Erot jakaumissa osoittavat nikkelin huuhtoutuneen turveprofiilissa alaspäin selvästi kuparia voimakkaammin.

Sekä Paavilainen (2) että Veijalainen (3) totesivat männyn kuolleisuuden olleen nikkeli-käsitellyillä koealoilla suurempaa kuin kupari-käsitellyillä (Taulukko 1). Nikkelin suuremmasta liikkuvuudesta johtuen mäntyjen juuret ovat altistuneet voimakkaammin nikkelille kuin vastaavan kuparikäsittelyn juuristot kuparille, mikä osaltaan voi selittää jo aiemmin havaittua nikkelin suurempaa myrkyllisyyttä suhteessa kupariin



Kuva 1. Kuparin ja nikkelin syvyyssuuntainen vaihtelu tupasvillarämeen pintaturpeessa 40 vuotta kupari- ja nikkelikäsittelyjen (200 kg ha^{-1}) jälkeen.

Taulukko 1. Mäntyjen kuolleisuus vuosina 1964 ja 1990 (2, 3).

Mäntyjen kuolleisuus	1964	1990
Kuparikäsitelty ala	2%	17%
Nikkelikäsitelty ala	16%	38%
Kontrolliala	1%	2%

Kirjallisuus

1. Nieminen, T.M. 2004. Effects of soil Cu and Ni on survival and growth of Scots pine. Journal of Environmental Monitoring 6: 888-896.
2. Paavilainen, E. 1969. On the correlation between the contents of trace elements in roots and growth substratum in certain peatland sites. Suo 20: 25-29.
3. Veijalainen, H. 1998. The applicability of peat and needle analysis in heavy metal deposition surveys Water, Air, and Soil Pollution 107: 367-391.

Podsolin käyttö kasvualustoissa

Podzol in substrates

Pertti Nieminen ja Jussi Pajula
Tampereen teknillinen yliopisto, rakennusgeologian laboratorio PL 600 33101 Tampere

Johdanto

Maaperän podsolikerros toimii luonnossa kasvien ja puiden kasvualustana. Podsolia on hyödynnetty myös muissa kasvualustoissa ja se on tunnettu puutarhureiden keskuudessa nimellä ”ketunmulta”. Yleisasultaan podsoli eroaa tavallisesta hiekasta vain punertavan värinsä ansiosta, sillä esimerkiksi podsolin rakeisuus muistuttaa tavallisen hienojakoisen hiekan rakeisuutta. Mistä sitten johtuu, että podsolialueilla luonnossa on yleensä varsin runsas kasvillisuus tai se, että ”ketunmulta” on todettu puutarhapuolella edukkaaksi kasvualustaksi?

Tampereen teknillisen yliopiston rakennusgeologian laboratoriossa on yli 20 vuoden ajan tutkittu luonnonmateriaaleja, pääasiassa niiden fysikaalisten ominaisuuksien kannalta. Tutkimuksissa on havaittu eräs materiaalien perusominaisuus, jolla on varsin suuri merkitys materiaalien vesitalouteen liittyviin ilmiöihin. Tämä ominaisuus on materiaalin ominaispinta-ala, jolla tarkoitetaan materiaalin rakeiden pinnan yhteenlaskettua pinta-alaa massayksikköä kohti. Yleistäen voidaan ajatella, että ominaispinta-ala on sitä suurempi, mitä rikkonaisempi on materiaalin rakeiden pinta. Ominaispinta-ala ilmoitetaan yleensä yksikkönä m^2/kg.

Tutkimuksen tarkoitus oli selvittää mistä johtuu podsolin edullisuus kasvien kasvulle, sekä tutkia voidaanko podsolia hyödyntää erilaisissa kasvualustoissa yleensä käytetyn orgaanisen aineksen korvikkeena. Tutkimuksen lähtökohtana pidettiin olettamusta podsolin suuresta ominaispinta-alasta.

Tutkimusaineisto ja -menetelmät

Tutkimuksissa on käytetty useita erilaisia Suomalaisia kasvualustahiekkoja (rakeisuus yleensä 0 – 2 mm) sekä joitain erilaisia podsoleita. Podsoleitten ominaisuuksia on määritetty sekä yksistään, että kasvualustahiekkaan sekoitettuna. Tutkitut podsolit on kerätty lähinnä maarakennustyömaiden maan pintakerroksen poiston yhteydessä, joten eri podsolikerrostumia ei tutkimuksissa ole tarkkaan eritelty. Hiekkanäytteet on kerätty ympäri Suomea erilaisista hiekkaesiintymistä.

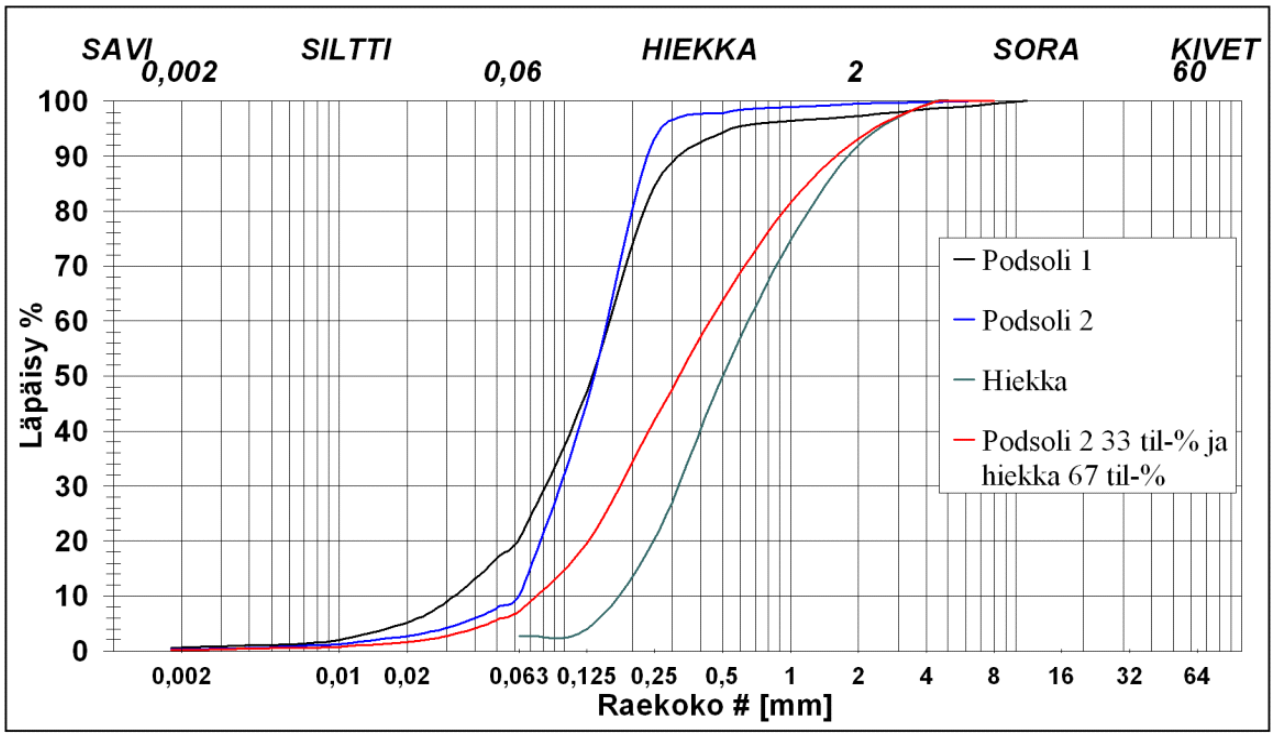
Tutkimuksissa on käytetty seuraavan taulukon mukaisia ominaisuuksien määrityksiä. Kaikki testit on suoritettu TTY:n rakennusgeologian laboratoriossa.

Taulukko 1. Tutkimusmenetelmät

Mitattava muuttuja	Menetelmä	Kuvaus
Rakeisuus	Seulontamenetelmä	Kasvualustan rakeisuus – erot raekokojakaumissa
Humuspitoisuus	Polttomenetelmä	Erot orgaanisen aineksen laadussa ja määrässä
Ominaispinta-ala	Typpiadsorptio	Erot yksittäisten rakeiden pintarakenteessa – vaikutus vedenpidätys- ja adsorptiokykyyn
Vedenadsorptiokyky	Vedenadsorptio	Rakeen pintarakenteen kyky sitoa vettä ja ravinteita
Vedenläpäisykyky	Vakiopainemenetelmä	Materiaalin hydrauliset ominaisuudet
Vedenpidätyskyky	Vedenimulaitteisto	Materiaalin veden- ja ravinteiden pidätyskyky
Visuaalinen tarkastelu	Elektronimikroskooppi	Rakeiden pintarakenteen visuaalinen tarkastelu

Tulokset

Podsolin rakeisuus muistuttaa hienojakoisen hiekan rakeisuutta (kuva 1). Tästä huolimatta sen vesi- ja ravinnetalouteen liittyvät ominaisuudet poikkeavat selvästi vastaavan raekokojakauman omaavasta Suomalaisesta hiekasta. Taulukossa 2 on vertailtu podsolin ja vastaavan raekoon omaavan hiekan ominaisuuksia. Ominaisuudet on ilmoitettu materiaalien keskimääräisenä arvona.

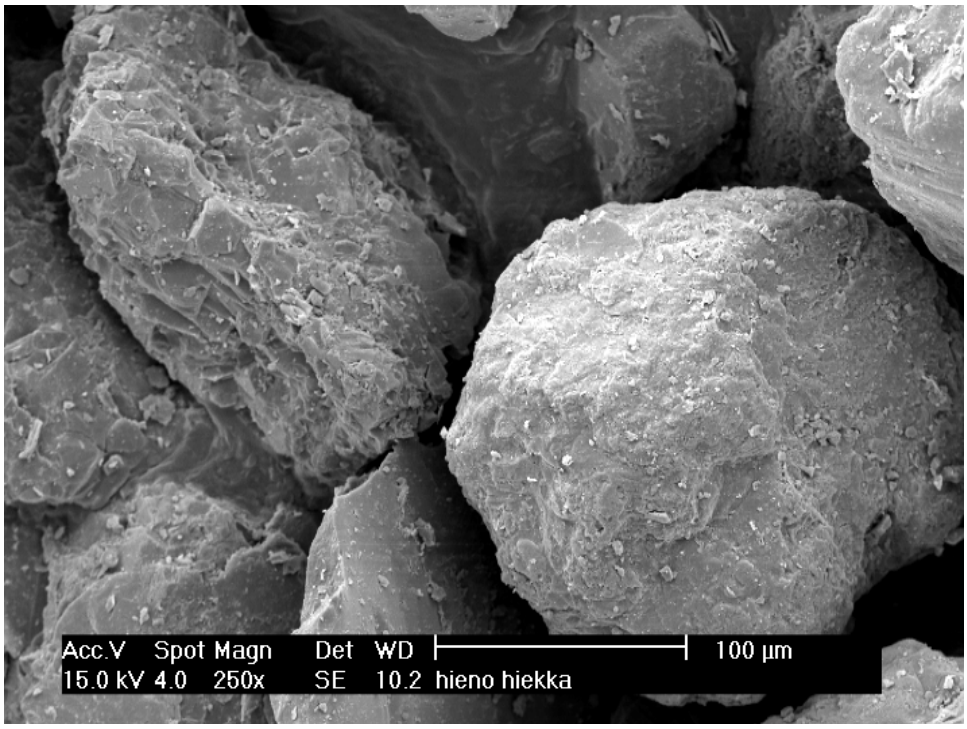


Kuva 1. Kahden eri podsolin, hiekan ja podsoli-hiekkasekoituksen rakeisuuskäyriä

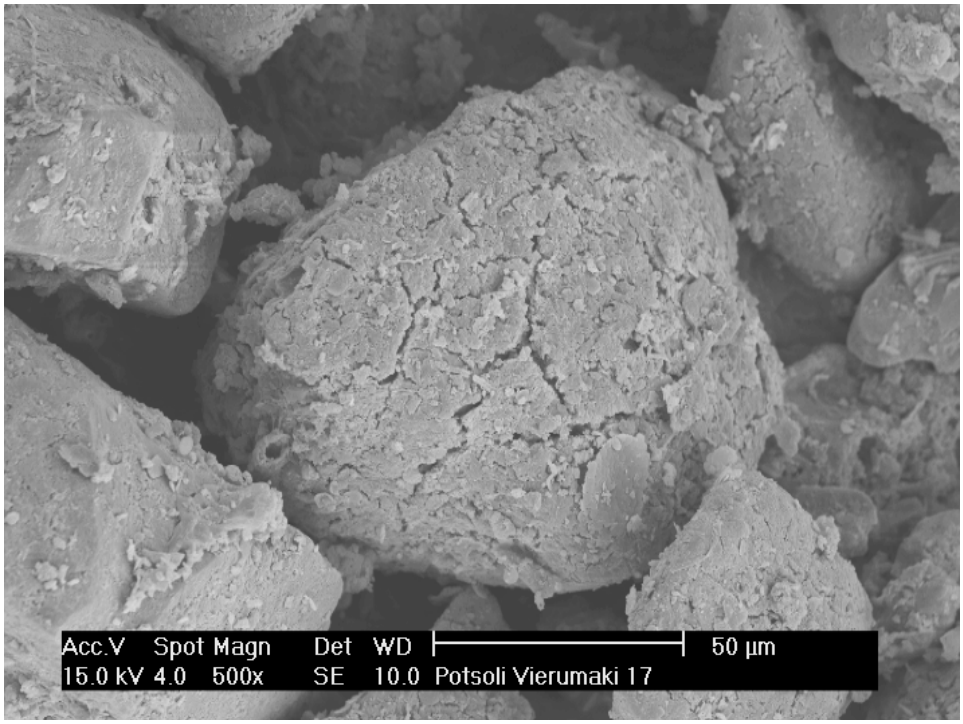
Taulukko 2. Hiekan ja podsolin ominaisuuksia

Mitattu ominaisuus	**Hiekka**	**Podsoli**
Hienoainespitoisuus *[<0,063 mm:n rakeiden osuus p -%]*	0 – 15	5 – 20
Raekokosuhde *[d_{60}/d_{10}]*	2 – 7	4 – 10
Ominaispinta-ala *[m^2/kg]*	< 1 000	10 000 – 20 000
Vedenadsorptiokyky *[p -%]*	< 1	2 – 5
Vedenpidätyskyky *[-40 cm imulla p -%]*	< 10	15 - 25
Vedenläpäisevyys *[mm/d]*	> 1 000	500 – 1 000

Kuvissa 2 ja 3 on esitetty elektronimikroskoopilla saadut kuvat hiekka- ja podsolirakeen pinnalta. Kuvassa 2 esiintyvä hiekkarae on tyypillinen Suomalainen hiekka, eli rae on suhteellisen pyöristynyt ja sen pinta on erittäin sileä ja tasainen. Kuvan 3 podsolirae on muodoltaan hyvin samankaltainen kuin kuvan 2 hiekkarae, mutta podsolirakeen pinta on huomattavasti rikkonaisempi.



Kuva 2. Elektronimikroskooppikuva hiekkarakeesta



Kuva 3. Elektronimikroskooppikuva podsolirakeesta

Tulosten tarkastelu

Tutkimuksissa havaittiin podsolissa yli 10 kertaa suurempia ominaispinta-alan arvoja Suomalaisiin hiekkoihin verrattuna. Elektronimikroskooppikuvien perusteella suuri ominaispinta-ala johtuu rakeiden pinnoille kertyneistä rautasaostumista ja niiden aiheuttamasta pinnan rapautumisesta. Korkea ominaispinta-ala lisää selvästi podsolin veden- ja ravinteidenpidätyskykyä vedenläpäisevyyden kuitenkaan merkittävästi laskematta. Hyvä vedenläpäisevyys johtuu raekokojakaumasta, mikä useimmissa tapauksissa vastaa hiekan rakeisuutta. Tarkasteltaessa gravitaatio-, kapillaari- ja adsorptioveden osuuksia podsolissa ja hiekassa, havaitaan suurin ero adsorptioveden esiintymisessä. Tämä ero johtuu podsolin suuremmasta ominaispinta-alasta. Vesitaloudellisesti edullisesta huokosrakenteesta johtuen podsolilla on hyvät kasvualusta ominaisuudet.

Maan ravinnepitoisuuksien spatiaalinen vaihtelu luomumoreenipellolla

Spatial variation of soil nutrients on an organic moraine field

Arja Nykänen [1)] ja Lauri Jauhiainen [2)]

[1)] MTT, Ekologinen tuotanto, Huttulantie 1, 51900 Juva
[2)] MTT, Tietopalvelut, 31600 Jokioinen

Johdanto

Maaperän ominaisuudet, mukaan lukien ravinnepitoisuudet, vaikuttavat pellolla tuotetun sadon määrään ja laatuun (1). Luomuviljelyssä ei käytetä kemiallisia väkilannoitteita, jolloin kasvit ovat enemmän maan omien resurssien varassa.

Tutkimuksessa haluttiin selvittää, kuinka paljon eri maan ravinteiden pitoisuudet voivat vaihdella yhden peltolohkon sisällä ja kuinka nopeita ravinnepitoisuuksien muutokset voivat olla. Jatkotutkimuksissa selvitetään eri ravinnepitoisuuksien sekä maan fysikaalisten että mikrobiologisten ominaisuuksien vaikutuksia pellolla viljeltävän apilapitoisen nurmen sadon määrään ja laatuun.

Aineisto ja menetelmät

Tutkimus suoritettiin MTT Ekologisen tuotannon tutkimusaseman pellolla Juvalla vuonna 2003. Pelto on kahden hehtaarin suuruinen ja se on Viljavuustutkimuksen mukaan määritetty moreenimaaksi. Vuonna 2003 pellolla kasvoi ohra, joka oli suojaviljana perustetulle puna-apila-ruokonatanurmelle (lajikkeet Bjursele ja Retu).

Kahden hehtaarin pellolle oli sijoiteltuna 100 pienempää ruutua, joiden koko oli 1,5 x 10 metriä. Näiden ruutujen muokkauskerroksesta otettiin maanäytteet keväällä 2003 ennen karjanlantalannoitusta ja siementen kylvöä. Näytteistä määritettiin kokonaishiili ja -typpi, liukoiset fosfori, kalium, magnesium, kalsium, rikki, boori, koboltti, molybdeeni, nikkeli, kupari, rauta, mangaani, sinkki ja pH.

Ravinteiden vaihtelu pellolla tutkittiin käyttäen mallipohjaista spatiaalista interpolointia (kriging). Ennen interpolointia spatiaalinen riippuvuus mallitettiin variogrammin avulla. Variogrammi mittaa havaintoparien korrelaatiota havaintojen välisen etäisyyden funktiona. Spatiaalinen riippuvuus katoaa sillä etäisyydellä, jossa variogrammi saavuttaa maksiminsa. Samalla tämä tarkoittaa sitä, että maanäytteestä saatu arvo ei pysty ennustamaan tätä etäisyyttä kauemmaksi. Tilastolliset analyysit tehtiin SAS-ohjelmiston VARIOGRAM-, NLIN- ja KRIGE2D-proseduureilla.

Tulokset

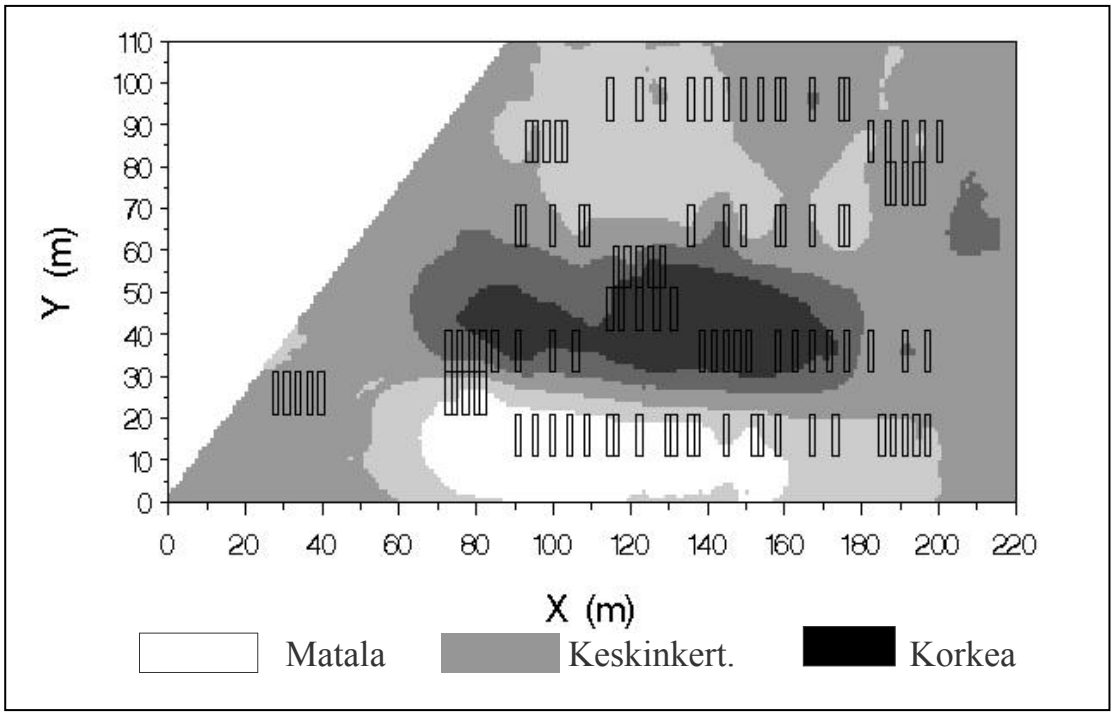
Viljavuusanalyysin tulkintataulukon mukaan maan ravinnepitoisuudet vaihtelivat viljavuusluokissa huononlainen korkea.

Pääravinteiden osalta spatiaalinen riippuvuus kesti aina n. 80 metriin saakka paitsi fosforilla, jossa riippuvuus katosi 30 metrissä. Hivenravinteiden kohdalla esiintyi enemmän hajontaa, sillä boorilla riippuvuus katosi jo 15 metrissä ja sinkillä ja nikkelillä 80-100 metrissä muiden ravinteiden jäädessä n. 40-50 metriin. (Taulukko) Käytännön kannalta tämä tarkoittaa sitä, että sinkin ja nikkelin pitoisuuksista saadaan hyvä arvio vaikka maaperänäytteitä olisi otettu vain harvoista kohdin isoa peltolohkoa, koska niiden arvot muuttuvat pellolla hitaasti. Erityisesti boorin pitoisuudet muuttuvat paljonkin pienellä alueella, jolloin hyvän arvion saaminen edellyttää käytännön kannalta liian tiheää maanäytteiden ottamista peltolohkolla.

Taulukko. Muokkauskerroksen ravinnepitoisuudet moreenipellolla (mg/l maata) sekä eri ravinteille etäisyys (metriä), jolloin spatiaalinen riippuvuus on hävinnyt.

	pH	kok N	kok C	Ca	K	Mg	P	Na	B	Co	Mo	Ni	Cu	Fe	Mn	Zn
Md	5.9	0.14	2.86	664	100	73	11	18	0.5	0.16	0.08	0.63	5.4	210	37	4.9
Max	7.1	0.23	4.56	1629	166	256	47	36	0.6	0.31	0.13	0.9	8.6	353	101	16.5
Min	5.3	0.08	1.85	366	65	4	4	7	0.3	0.08	0.05	0.36	3.3	94	14	2.1
Spat. riipp.	40	40	50	80	80	80	30	50	15	40	40	100	32	50	40	80

Ravinnepitoisuudet näyttävät olevan yhteydessä toisiinsa, sillä kaliumin, mangaanin, koboltin, kuparin, molybdeenin ja raudan pitoisuudet olivat korkeammat keskellä peltoa (kuva), kun taas pH on näissä osissa matalampi. Fosforin, kalsiumin, magnesiumin, sinkin ja nikkelin pitoisuudet puolestaan ovat korkeimmat pellon yläreunassa.



Kuva. Kaliumin, mangaanin, koboltin, kuparin, molybdeenin ja raudan pitoisuuksien spatiaalinen vaihtelu moreenipellolla. Pikkuruudut ovat kentällä sijaitsevat näytteenottoruudut.

Jatkoanalyyseissä on mielenkiintoista seurata, löytyykö maan kemiallisten, fysikaalisten ja biologisten ominaisuuksien sekä sadon välille millaisia riippuvuuksia.

Kirjallisuus

1. Gagnon, B., Be´langer, G., Nolin, M.C. ja Simard, R.R. 2003. Relationships between soil cations and plant characteristics based on spatial variability in a forage field. Canadian journal of Plant Science 83: 343-350.

Tavanomaisen tiesuolan ja kaliumformiaatin vaikutus kadmiumin liukoisuuteen karkeassa kivennäismaassa

Effects of de-icing chemicals sodium chloride and potassium formiate on cadmium solubility in a coarse mineral soil

Kimmo Rasa*, Tommi Peltovuori ja Helinä Hartikainen

Soveltavan kemian ja mikrobiologian laitos, PL 27, 00014 Helsingin yliopisto

Johdanto

Kadmium (Cd) on ravintoverkossa akkumuloituva, toksinen ja melko helposti maassa liikkuva raskasmetalli. Sitä on havaittu kerääntyvän teiden varsille mm. autojen renkaista ja dieselpolttoaineesta (1, 2). Kadmiumin liukoisuuden tiedetään lisääntyvän kloridikompleksien muodostumisen seurauksena (3). Luopumalla tavanomaisten kloridisuolojen käytöstä liukkaudentorjunnassa voitaisiin siten vähentää pohjavesien suolaantumisen lisäksi (4, 5, 6) mahdollisesti myös kadmiumin liikkuvuutta ympäristössä ja pienentää riskiä sen joutumisesta pohjavesiin tai ravintoverkkoihin.

Tavanomaisen tiesuolan (NaCl) potentiaalisista korvaajista yksi on kaliumformiaatti (K-Fo, 7). Kaliumformiaatin käyttäytymistä maassa ei kuitenkaan tunneta riittävän hyvin. Sen orgaanisen anionin hajoaminen maassa kuluttaa happea ja voi siten vaikuttaa maan hapetus-pelkistysolosuhteiden muutosten kautta muun muassa maan kykyyn pidättää kadmiumia ja muita raskasmetalleja. Pahimmassa tapauksessa maan redox-potentiaalin voimakas lasku voi aiheuttaa heikosti kiteytyneiden Fe- ja Mn-oksidien liukenemista, jolloin niihin pidättyneet raskasmetallit vapautuvat maanesteeseen. Riski oksidien hajoamiselle on suurin märässä ja lämpimässä maassa.

Tässä tutkimuksessa tarkasteltiin maahan lisättyjen NaCl:n ja K-Fo:n vaikutuksia Cd:n pidättymisen kannalta olennaisiin muuttujiin, redox-potentiaaliin ja pH:hon maan eri kosteuksissa ja lämpötiloissa. Käsittelyjen vaikutuksia Cd:n liukoisuuteen tarkasteltiin peräkkäisten uuttojen fraktiointitekniikalla. Erityistä huomiota kiinnitettiin biokäyttökelpoisena pidetyn Cd:n määrään maassa.

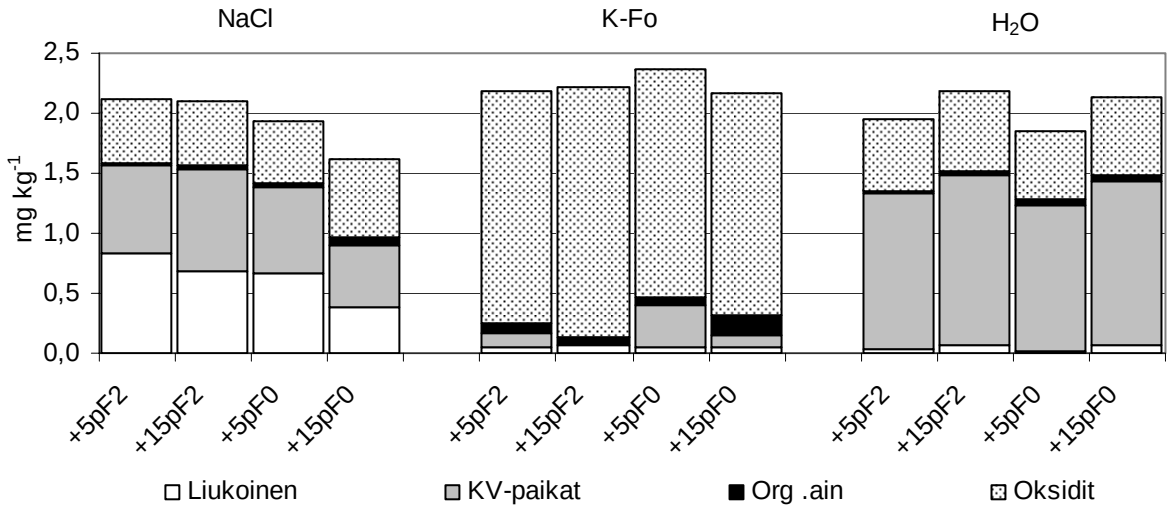
Aineisto ja menetelmät

Vaihtoehtoisten liukkaudentorjunta-aineiden vaikutusta Cd:n liukoisuuteen ja maan redox-tilaan sekä pH:hon tutkittiin 50 vuorokautta kestäneessä muhituskokeessa erilaisissa lämpötila- ja kosteusolosuhteissa (+5 C° pF 2, +15 C° pF 0, +5 C° pF2 ja +15 C° pF 0). Ennen muhitusta maihin lisättiin Cd:ia 3 mg kg^{-1} ($Cd(NO_3) \cdot 4H_2O$). Muhitus tehtiin 300 g maaerissä ja koekäsittelyt tehtiin p.a laatuisilla kemikaaleilla: NaCl (10 g kg^{-1}) ja KCHOO (14,4 g kg^{-1}) ($n_{Cl} = n_{CHOO}$). Verranneastioihin lisättiin vain deionisoitua vettä.

Muhituksen loputtua mitattiin maan redox-potentiaali ja pH (0,01 M $CaCl_2$). Kadmiumin pidättymistä maahan tutkittiin fraktiointitekniikalla, jossa eri mekanismein pidättynyt Cd uutettiin maasta peräkkäisillä uutoilla ($H_2O \rightarrow KNO_3 \rightarrow NaOH \rightarrow NH_2OH \bullet HCl$). Uutteiden Cd-pitoisuus mitattiin atomiabsorptiospektrometrillä. Kokeessa käytetty maalaji oli karkea hieta ja sen pH_{CaCl2} kokeen alussa oli 4,3. Efektiivinen kationinvaihtokapasiteetti (1 M NH_4Cl) oli 1,6 cmol(+) kg^{-1} ja potentiaalinen (1 M CH_3COONH_4, pH 7) 3,9 cmol(+) kg^{-1}. Orgaanista hiiltä oli 0,8 % (LECO CNS-1000). Heikosti kiteytyneiden oksidien pitoisuudet (8) olivat: Al_{ox} 170 mmol kg^{-1}, Fe_{ox} 22 mmol kg^{-1}, and Mn_{ox} 0,1 mmol kg^{-1}.

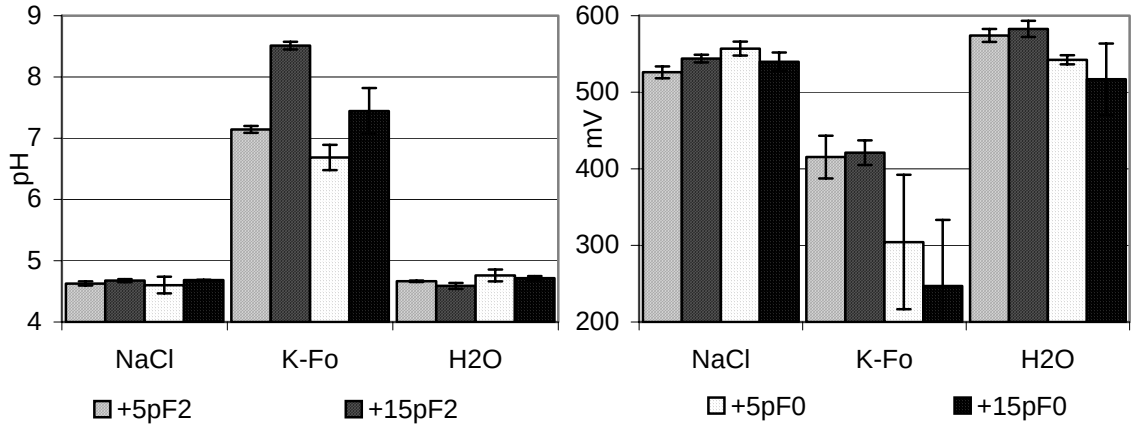
Tulokset ja niiden tarkastelu

Kaliumformiaatti-käsittelyissä biokäyttökelpoisen Cd:n pitoisuus (liukoinen ja kationinvaihto-paikoille pidättynyt Cd) oli pienempi kuin muissa käsittelyissä (Kuva 1). Kaliumin aiheuttama kilpailu vähensi huomattavasti Cd:n pidättymistä kationivaihtopaikoille (< 0,35 mg kg^{-1}). Vesiliukoisen Cd:n pitoisuus ei kuitenkaan kasvanut kontrollikäsittelyyn verrattuna, koska pH:n nousu (> 6,7, kuva 2) lisäsi Cd:n pidättymistä oksidifraktioon. Samanlainen pH:n vaikutus oksidien pidättämään Cd:in on todettu aiemmissa tutkimuksissa (9, 10). Maan pH:n nousu oli ilmeisesti seurausta formiaatin aiheuttamasta lisääntyneestä hapenkulutuksesta ja sitä seuranneesta redox-potentiaalin laskusta. Formiaatti itse on heikon hapon anioni, joka esiintyy kokeessa vallinneella pH-alueella dissosioituneen (pKa 3,75), eikä siten vaikuta maan puskurointikykyyn.



Kuva 1. Kadmiumin jakautuminen eri fraktioihin. Liukoista Cd:ia ja kationinvaihtopaikoille (KV-paikat) pidättynyttä Cd:ia voidaan pitää biokäyttökelpoisena fraktiona.

NaCl-käsittelyissä liukoisen Cd:n pitoisuus oli merkitsevästi suurempi kuin K-Fo-käsittelyissä. Natriumin aiheuttama kilpailu pienensi kationinvaihtopaikoille pidättyneen Cd:n määrää, mutta huomattavasti vähemmän kuin kalium K-Fo-käsittelyssä. Maan redox-potentiaali ja pH pysyivät käytännössä muuttumattomina, eivätkä oksideihin tai orgaaniseen aineeseen pidättyneen Cd:n määrät poikenneet verrannekäsittelystä. Vesiliukoisen Cd:n pitoisuuden voimakas kasvu tässä käsittelyssä viittaa Cd-Cl-kompleksien muodostumiseen (Kuva 1). Kadmiumin kloridikompleksien on todettu pidättyvän maahan heikommin kuin vapaana kationina esiintyvän Cd^{2+}:in (3), jolloin se on myös helpommin liikkuvaa.



Kuva 2. Maan pH ja redox-potentiaali muhituskokeen jälkeen. Keskihajonnat kuvattu virhepalkeilla.

Kaliumformiaatin aiheuttama redox-potentiaalin lasku saattoi pienentää Fe- ja Mn-oksidien kykyä pidättää Cd:ia. Samanaikainen pH:n nousu kuitenkin kasvatti redox-potentiaalin muutoksille inerttien Al-oksidien kykyä pidättää Cd:ia, ja biokäyttökelpoisen Cd:n pitoisuus tässä käsittelyssä

pysyi pienempänä kuin NaCl- ja kontrollikäsittelyissä. Huolimatta K:n aiheuttamasta voimakkaasta kationikilpailusta, kaliumformiaatti-käsittelyissä sekä liukoisen että biokäyttökelpoisen Cd:n pitoisuudet olivat pienempiä kuin natriumkloridi-käsittelyissä.

Muhituskokeen tulosten perusteella NaCl:n korvaaminen kaliumformiaatilla heikentää Cd:n liukoisuutta maassa. Siten tavanomaisen tiesuolan korvaaminen kaliumformiaatilla saattaa tarjota mahdollisuuden pienentää Cd:n kulkeutumisriskiä pohjavesiin tai eliöihin.

Kirjallisuus

1. Amrhein, C. ja Strong, J. E. 1990. The Effect of De-icing Salts on Trace Metals Mobility in Roadside Soils. Journal of Environmental Quality. 19:765-772.
2. Norrström, A. C. ja Jacks, G. 1998. Concentration and Fractionation of Heavy Metals in Roadside Soils Receiving De-icing Salts. The Science of Total Environment. 218:161-174.
3. Doner, H. E. 1978. Chloride as a Factor in Mobilities of Ni(II), Cu(II) and Cd(II) in Soil. Soil Science Society of American Journal. 42:882-885.
4. Yli-Kuivila, J., Kivimäki, A-L. ja Kinnunen, T. 1993. Talvi ja tieliikenne -projekti. Tiesuolaus ja Pohjavedet. Nykytilan selvitys. Tielaitoksen selvityksiä. 49/1993: 67.
5. Nystén, T., Gustafsson, J. ja Oinonen, T. 1999. Pohjaveden kloridipitoisuus ensimmäisen salpausselän alueella. Suomen ympäristö 331: 76.
6. Gustafsson, J. 2000. Tiesuolauksen riskikartoitus pohjavesialueella. Valtakunnallinen yhteenveto. Suomen ympäristö 361: 104.s
7. Hellstén, P. ja Nystén, T. 2001. Vaihtoehtoisten liukkaudentorjunta-aineiden kemialliset reaktiot pohjaveteen kulkeutumisessa. Suomen ympäristö 515: 67.
8. Niskanen, R. 1989. Extractable aluminium, iron and manganese in mineral soils II. Extractability by oxalate and pyrophosphate. Journal of Agricultural Science in Finland. Maataloustieteellinen aikakauskirja 61: 79-87.
9. Gadde, R. R. ja Laitinen, H. A. 1974. Studies of Metal Absorption by Hydrous Iron and Manganese Oxides. Analytical Chemistry. Vol 46. 13:2022-2026.
10. Kinniburgh, D. G., Jackson, M. L. ja Syers, J. K. 1976. Adsorption of Alkaline Earth, Transition, and Heavy Metal Cations by Hydrous Oxide Gels of Iron and Aluminum. Soil Science Society of American Journal. 40:796-799.

Maan pH:n vaikutus fosfaatin sorptioon runsas- ja niukkafosforisessa maassa ja ritsosfäärissä

Effect of soil pH on phosphate sorption in bulk soil and rhizosphere at high and low soil test P values

Into Saarela

MTT, Maaperä ja ympäristö, 31600 Jokioinen

Johdanto

Happamien maiden maanesteen liukoisen fosfaattifosforin pitoisuus (Equilibrium Phosphorus Concentration, EPC) määräytyy paljolti labiilin P:n ja sitä pidättävien sorptioaktiivisten alumiini- ja rautayhdisteiden pitoisuuksien suhteen eli P-kyllästysasteen perusteella. Sorptioaktiivisia aineita on niukasti eräissä turvemaissa, mutta suomalaisissa kivennäismaissa melkein poikkeuksetta runsaasti. Maanesteen sorptiotasapainoon vaikuttavat kyllästysasteen ohella muutkin kemialliset ja biologiset tekijät. Happamuus eli pH säätelee P:n pidättymistä vaikuttamalla mm. fosfaattiligandien ja niiden tartuntapintojen sähkövarauksiin sekä kiteisten fosfaattien liukoisuuteen. Kalkituksella säädeltävän happamuuden vaikutus vaihtelee myös P-tilan mukaan, koska pH:sta riippuvien tekijöiden merkitys muuttuu maan kyllästyessä P:lla. Yleisesti tunnettu kalkituksen edullinen vaikutus kasvien P:n saantiin voi johtua biologisista tekijöistä, eikä edellytä välttämättä lainkaan perusmaan P:n runsaampaa liukenemista. Eräiden teoreettisten arvioiden mukaan kalkituksen on epäilty lisäävän vesistöjen P-kuormitusta, mutta oletuksia ei ole kenttäoloissa varmistettu. Myöhemmin vääriksi osoitetut arviot perustuivat laboratoriotesteihin, joissa maan pH-lukua oli säädelty vahvoilla emäksillä, jotka eivät vastaa maataloudessa käytettäviä kalkitusaineita. Tutkimuksessa selvitettiin aikaisemmin analysoituja aineistoja mallintamalla maan P-tilan, pH:n ja sorptiotasapainon sekä kasvien P:n oton välisiä riippuvuuksia ja tarkasteltiin ritsosfäärissä todennäköisesti vallitsevan, perusmaata (bulk soil) köyhemmän P-tilan vaikutusta P-ligandien desorptioon.

Aineisto ja menetelmät

Viljavuustutkimuksen P-luvun (P_{Ac}) ja maanesteen tasapainokonsentraation (EPC) välistä riippuvuutta eri pH-tasoilla mallinnettiin 102 runsasfosforisella kivennäismaalla, jotka valittiin valtakunnallisesta 154 maanäytteen aineistosta (1). Erittäin runsasfosforiset näytteet, joiden P_{Ac} oli yli 80 mg/l ja keskimääräinen lanta- ja lannoite-P:n kertymä kuusi tonnia hehtaarille, jätettiin pois laskelmista. Aineistossa oli vahvasti kalkittuja maita tavallista enemmän ja sen pH-luku oli 0,5-pH-yksikköä valtakunnallista keskiarvoa suurempi. EPC tarkoittaa sitä 5 mM $CaCl_2$-liuokseen KH_2PO_4:na lisättyä P-pitoisuutta, joka pysyi maauutteessa muuttumattomana. EPC laskettiin jokaiselle maanäytteelle usean P-lisäyksen mukaan ja EPC/P_{Ac}-suhde määritettiin pH-luokittain.

Kalkituksen vaikutusta maanesteen P-pitoisuuteen ja P_{Ac}:iin tutkittiin mallintamalla uudelleen aikaisemmissa hankkeissa tehtyjen astia- ja laboratoriokokeiden maa-analyysituloksia (2, 1). Sekä laboratoriossa tehdyssä muhituskokeessa että astiaviljelykokeessa tutkittiin paria näytettä lukuun ottamatta samaa, monivuotisista kenttäkokeista (3) otettua 21 maaerän aineistoa, joista tässä tarkastellaan 18 kivennäismaata. Kaikkia maita käsiteltiin neljällä tavalla, verranne sekä kalkitus ja P-lannoitus erikseen ja yhdessä. Tutkitut maat olivat hiukan tavallista happamampia, ja kalkitus nosti niiden (vesi-)pH-lukua keskimäärin noin yhdellä yksiköllä eli lähelle neutraalia. Astiakokeessa kasvatettiin ohraa ja kauraa (2).

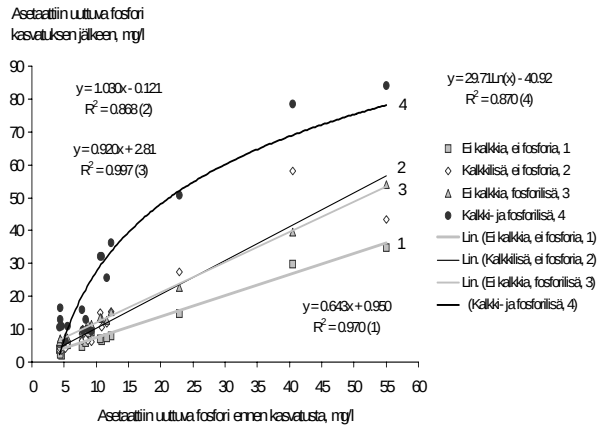
Tulokset ja tarkastelu

Maanesteen P:n tasapainokonsentraation (EPC) riippuvuus viljavuustutkimuksen P-luvusta (P_{Ac}) oli happamissa maissa kiinteä aina pH-lukuun 6,7 saakka (R^2 = 0,80–0,86), mutta sen yläpuolella paljon löyhempi erityisesti pintamaassa (Taulukko 1). Merkittävä tulos oli se, että lievästikin happamien maiden EPC nousee jyrkästi jo P_{Ac}:stä 30 mg/l alkaen. Nykyinen arveluttavan korkean raja (40-50 mg/l) on liukoisen P:n huuhtoutumisen kannalta aika korkea jopa pH-luokassa tyydyttävä, ja sitä happamammilla pelloilla merkittävä rajantarkastus näyttää olevan tarpeen. P:n suhteen vaateliailla kasveilla viljelyn kannalta optimaalinen P_{Ac} ja huuhtoutumisen kannalta arveluttavan korkean P_{Ac}:n raja ovat lähellä toisiaan. Samanlainen suhde on todettu aikaisemmin vesiliukoisen P:n osalta hollantilaisilla mailla (4). Hyvin vähämultaisessa jankossa pH-luku näyttää vaikuttavan EPC/P_{Ac}-suhteeseen paljon vähemmän kuin pintamaassa. Jankossa myös P_{Ac} oli monta kertaa pienempi kuin pintamaassa, mutta EPC:n ero oli kerrosten välillä vielä jyrkempi, joten EPC/P_{Ac}-suhde oli jankossa pieni, vain pari prosenttia. Kivennaismaan jankon pienet EPC-luvut tukevat aikaisempia tuloksia ja arvioita jankkoon sekoitetun pohjamaan tehokkuudesta P:n huuhtoutumisen vähentäjänä (5).

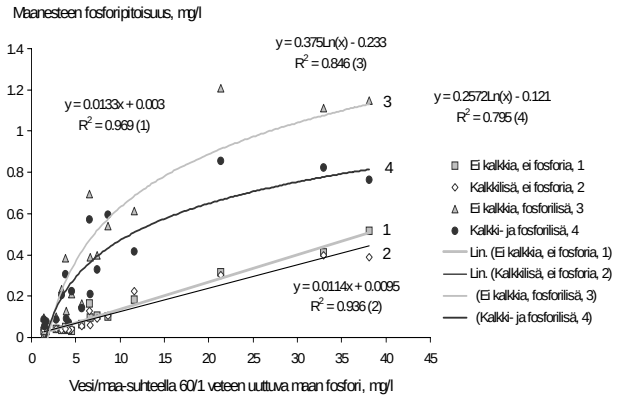
Taulukko 1. Maanesteen fosforin tasapainokonsentraatio (EPC) kivennäismaan kyntökerroksessa ja jankossa maan pH:n ja viljavuustutkimuksen P-luvun mukaan, mg/l.

Maan vesilietteen pH-luku	P_{Ac} 25 mg/l Pintamaa	Jankko	P_{Ac} 40 mg/l Pintamaa	Jankko	P_{Ac} 60 mg/l Pintamaa-
5,5	0,29	0,05	0,85	0,12	1,95
6,0	0,18	0,04	0,64	0,12	1,60
6,5	0,14	0,05	0,30	0,12	0,68
7,0	0,08	0,09	0,18	0,22	0,29

Runsasfosforisten pintamaiden EPC/P_{Ac}-suhteen jyrkkä pieneneminen pH-luvun suurentuessa merkitsee sitä, että happamien maiden P:n huuhtoutumista voidaan vähentää kalkituksella. Runsas kalkitus suurentaa tehokkaasti kivennäismaiden P_{Ac}:a (Kuva 1) ja vähentää näin viljavuustutkimukseen perustuvaa tarkennettua P-lannoitusta. Kalkitus voi suurentaa maanesteen P-pitoisuutta vähämultaisilla savimailla, mutta se tehostaa P:n pidättymistä turvemaihin erittäin merkittävästi ja jonkin verran myös pitkälle kyllästyneisiin karkeisiin kivennäismaihin (1).



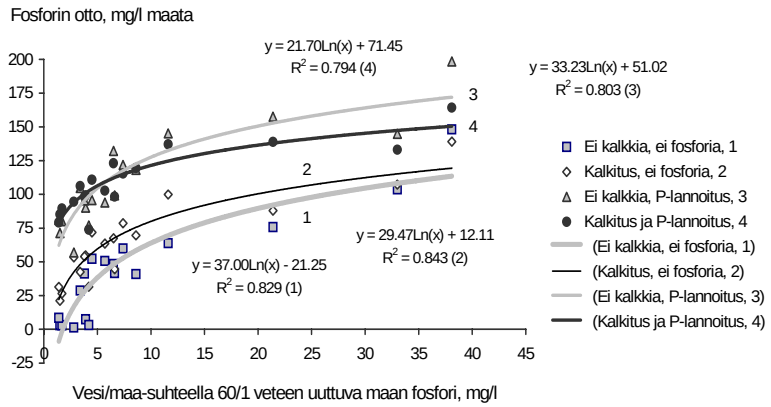
Kuva 1. Runsaan kalkituksen vaikutus viljavuustutkimuksen asetaattimenetelmällä määritettyyn maan P-pitoisuuteen ilman koekasvia tehdyssä kalkitus-lannoituskokeessa.



Kuva 2. Kuvan 1 käsittelyjen vaikutus maanesteen P-lukuun runsaan P-lannoituksen kanssa ja ilman.

Kasvittoman lannoitus-kalkituskokeen tuloksia esittävästä kuvasta 2 nähdään, että runsaan P-lannoituksen yhteydessä kalkitus vähensi P:n desorptiota myös sellaisista kivennäismaista, jotka olivat ennen P-lisäystä melko niukkafosforisia.

Kohtalaisen lieväkin happamuus vaikeuttaa kasvien P:n saantia merkittävästi kivennäismaista, eikä P:n otto noudata tällöin mitään kemiallista testiä. Pellon pH-luokan ollessa huono ongelma koskee kaikkia viljelykasveja, ja vaateliaat ammoniumtypellä lannoitetut kasvit saavat P:a kunnolla vasta pH-luokassa hyvä. Liukoisesta alumiinista ja muista syistä johtuva happaman maan myrkyllisyys vaikeuttaa juurten kasvua ja P:n ottoa biologisesti, mutta maan P:n desorptio voi helpottua ritsosfäärissä pH-luvun kasvaessa tavallista enemmän myös kemiallisesti. Kuvasta 3 nähdään, että runsas kalkitus lisäsi kasvien P:n ottoa tehokkaasti ilman P-lannoitusta viljellystä niukka- ja keskifosforisista maista, mutta P-lisä ja maassa ennestään olleet runsaat P-varat vähensivät kalkituksen hyödyllisyyttä. Kalkitus esti tehokkaasti ns. luksusottoa, jota ennestään viljavien maiden runsas P-lannoitus aiheutti.



Kuva 3. Kalkituksen vaikutus runsaalla fosforilla lannoitetun ja lannoittamattoman ohran ja kauran P:n ottoon kaksivuotisessa astiakokeessa.

Päätelmät

Maanesteen fosforipitoisuuden ja viljavuustutkimuksen asetaattimenetelmällä määritetyn helppoliukoisen P:n suhteet korostavat peltojen riittävän kalkituksen merkitystä maatalouden aiheuttaman vesistöjen fosforikuormituksen vähentäjänä. Arveluttavan korkean fosforiluokan nykyinen raja näyttää olevan happamilla mailla ympäristön kannalta liian korkea.

Kirjallisuus

1. Sippola, J. ja Saarela, I. 1992. Suomen maalajien fosforinpidätysominaisuudet ja niiden merkitys vesien kuormituksen kannalta. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja Nro 359: 27–36.
2. Saarela, I. & Sippola, J. 1990. Inorganic leaf phosphorus and soil tests as indicators of phosphorus nutrition of cereals. Communications in Soil Science and Plant Analyses 21: 1927–1943.
3. Saarela, I. Järvi, A., Hakkola, H. & Rinne, K. 2003. Phosphorus status of diverse soils in Finland as influenced by long-term P fertilisation. I. Native and previously applied P at 24 experimental sites. Agrifood Research Finland 12: 117–132.
4. Noordwijk, M. van, Willigen, P. de, Ehlert, P. A. I. & Chardon, W. J. 1990. A simple model of P uptake by crops as a possible basis for P fertilizer recommendation. Netherl. Journal of Agric. Science 38: 317–332.
5. Peltovuori, T. 2002. Phosphorus extractability in surface soil samples as affected by mixing with subsoil. Agricultural Science in Finland 11: 371–379.

Maanäytteiden ilmakuivauksen vaikutus mitattuihin fosforifraktioihin

Changes in phosphorus fractions caused by air-drying

Helena Soinne, Mari Räty*, Tommi Peltovuori ja Helinä Hartikainen

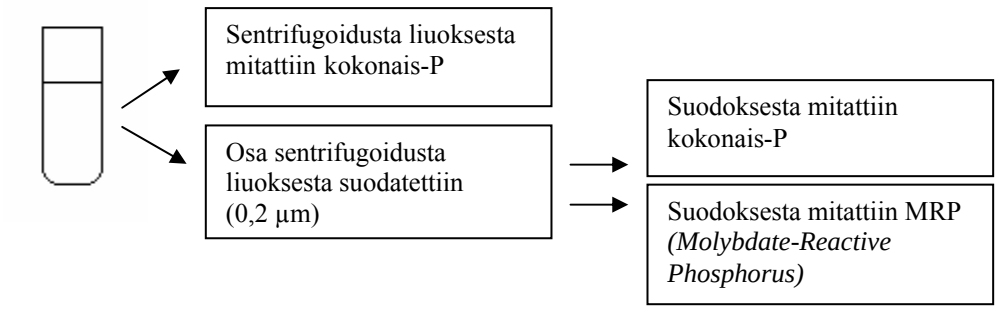
Soveltavan kemian ja mikrobiologian laitos, PL 27, 00014 Helsingin yliopisto

Johdanto

Maanäytteiden ilmakuivaaminen muuttaa maan ominaisuuksia ja vaikuttaa samalla fosforin (P) pidättymiseen ja vapautumiseen monella eri tavalla. Ilmakuivauksen on havaittu edistävän maan P:n vapautumista vesiliukoiseen muotoon sekä muuttavan orgaanisen aineksen käyttäytymistä voimakkaammin kuin näytteiden pakastamisen (1). Kuivumis-kostumiskäsittelyjen on todettu lisäävän suurelta osin orgaanisessa muodossa (56−100 % kokonais-P:sta) olevan vesiliukoisen P:n määrää (2). Ilmakuivauksen on havaittu lisäävän myös $NaHCO_3$-uuttoisen epäorgaanisen P:n määrää. Tästä P:sta jopa ¾ voi olla peräisin kuivauksessa kuolleista mikrobisoluista (3). Tässä tutkimuksessa tarkasteltiin maan kuivumisen vaikutusta P:n uuttuvuuteen. Kuivumisen aiheuttamia muutoksia epäorgaanisen ja orgaanisen P:n fraktioissa tutkittiin Hedleyn fraktiointimenetelmällä.

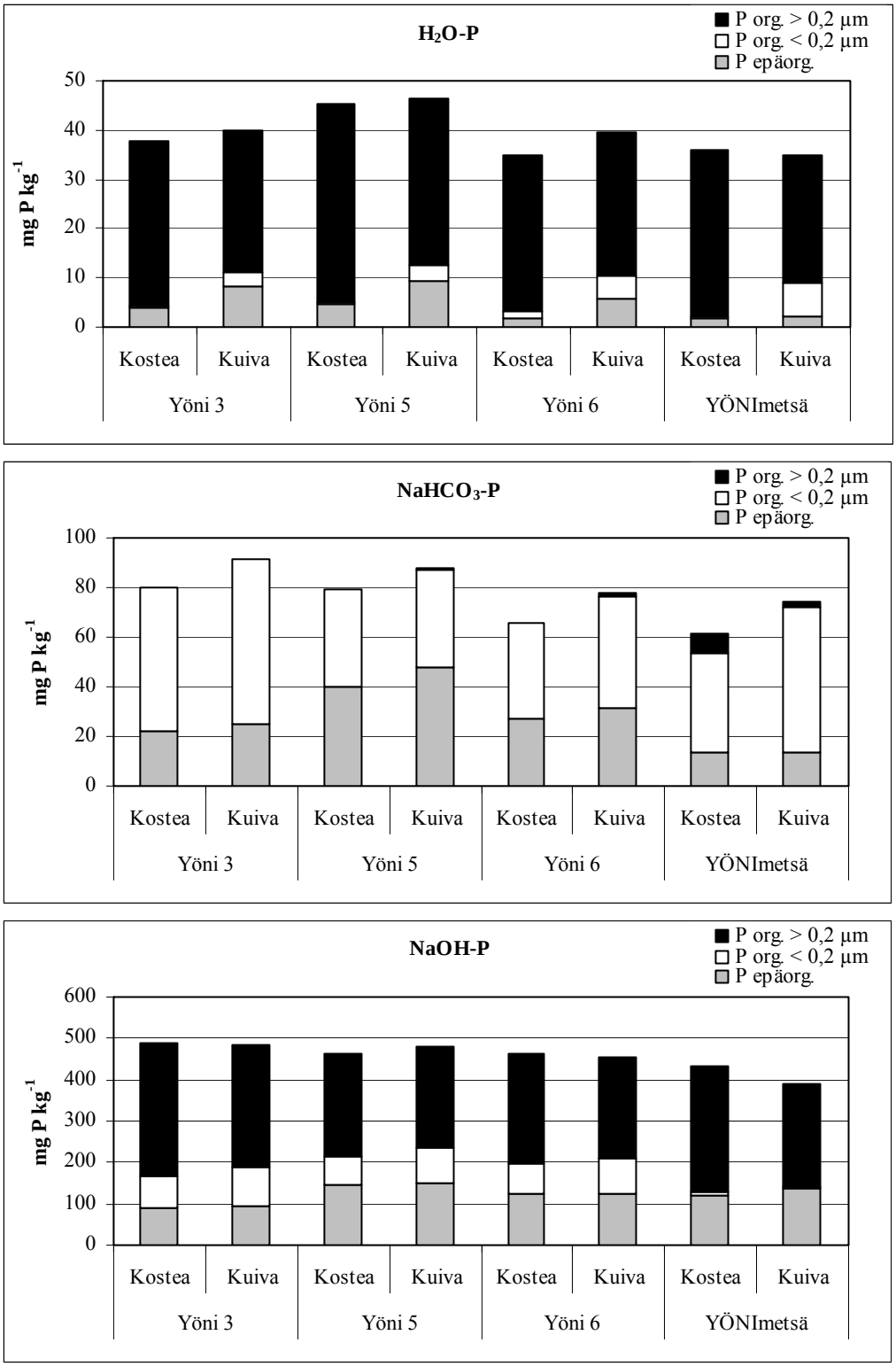
Aineisto ja menetelmät

Tutkimusta varten otettiin Jokioisilta syksyllä 2002 seuraavat pintamaanäytteet (0–20 cm): Yöni 3 (viljelemätön niitty), Yöni 5 (tavanomainen viljely), Yöni 6 (luonnonmukainen viljely) ja metsämaa. Näytteenottokosteudessa säilytetyille (5°C) ja ilmakuivatuille maanäytteille tehtiin mukailtu Hedleyn fraktiointi (4) (peräkkäiset vesi-, $NaHCO_3$-, NaOH- ja HCl- uutot; n = 4). Uutteista määritettiin askorbiinihappomenetelmällä liukoinen epäorgaaninen P ja HCl-uutteita lukuun ottamatta kokonais-P (5). Orgaanisen P:n määrä uutteessa estimoitiin kokonais-P:n ja epäorgaanisen P:n määrän erotuksena. Suodattamalla näyte 0,2 µm:n membraanisuodattimen läpi oheisen kaavion mukaisesti, orgaaninen P pyrittiin vielä jakamaan kahteen kokoluokkaan (< 0,2 µm ja ≥ 0,2 µm) fraktioiden sisällä.



Tulokset ja tarkastelu

Ilmakuivaus kasvatti epäorgaanisen P:n määrää kaikissa paitsi HCl-fraktiossa (kuva 1). Vesiuutossa fosfaattifosforin määrä kaksinkertaistui ilmakuivauksen myötä. Myös pienempään kuin 0,2 µm:n kokoluokkaan kuuluvan orgaanisen P:n määrä lisääntyi kaikissa fraktioissa, joista orgaaninen P määritettiin. Sen sijaan ilmakuivaus vähensi suurempaan kuin 0,2 µm:n kokoluokkaan kuuluvan orgaanisen P:n määrää sekä vesiuuttoisessa että NaOH-fraktiossa. Tähän kokoluokkaan kuuluvaa orgaanista P:a ei $NaHCO_3$-fraktioissa ollut mitattavissa juuri lainkaan.



Kuva 1. Epäorgaanisen ja orgaanisen P:n määrät H_2O,- $NaHCO_3$- ja NaOH-uuttoisissa fraktioissa.

Ilmakuivaus lisäsi siis epäorgaanisen P:n ja pienimolekyylisen orgaanisen P:n määrää suurimolekyylisen orgaanisen P:n kustannuksella. Ilmakuivaus todennäköisesti pilkkoo orgaanista ainesta ja tuhoaa mikrobisoluja, joista vapautuu P:a. Myös aiemmissa tutkimuksissa kuivauksen on havaittu edistävän orgaanisen aineksen liukoisuutta (6). Orgaanisen aineksen pilkkoutuessa vapautuva P on todennäköisesti peräisin orgaanisen aineksen ja Al:n tai Fe:n muodostamista komplekseista (7).

Näytteiden käsittely ilmakuivaamalla vaikuttaa maa-analyysien tuloksiin niin epäorgaanisen kuin orgaanisen P:n osalta. Vaikka ilmakuivaus vähensi kokeissa rinnakkaisten välistä vaihtelua, on sen

välttäminen perusteltua, kun esim. tarkastellaan luonnontilaisista maista vesistöihin kohdistuvaa P-kuormitusta tai orgaanisen P:n määriä eri P-fraktioissa.

Kirjallisuus

1. Soinne, H. 2000. Maan jäätymisen vaikutus fosforin pidättymiseen. Pro gradu. Pro Terra No. 2.
2. Tuner, B. L. & Haygarth, P. M. 2001. Phosphorus solubilization in rewetted soils. Nature 411: 258.
3. Sparling, G. P., Whale, K. N. & Ramsay, A. J. 1985. Quantifying the contribution from the soil microbial biomass to the extractable P levels of fresh and air-dried soils. Australian Journal of Soil Research 23: 613−621.
4. Hedley, M. J., Stewart, J. W. B. & Chauhan, B. S. 1982. Changes in inorganic and organic soil phosphorus fractions induced by cultivation practices and by laboratory incubations. Soil Science Society of America Journal 46: 970-976.
5. Murphy, J. & Riley, J.P. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. Analytica Chimica Acta 27: 31−36.
6. Bartlett, R. & James, B. 1980. Studying dried, stored soil samples – some pitfalls. Soil Science Society of America Journal 44: 721−724.
7. Haynes, R. J. & Swift, R. S. 1985. Effects of air-drying on the adsorption and desorption of phosphate and levels of extractable phosphate in a group of acid soils, New Zealand. Geoderma 35: 145−157.

Retention of ^{32}P into soil and vegetation of a wetland filter area

Fosforin (^{32}P) pidättyminen maaperään ja kasvillisuuteen pintavalutuskentällä

Riitta Väänänen*[1)], Martti Vuollekoski[2)] and Hannu Ilvesniemi[2)]

[1)] Department of Forest Ecology P.O. Box 27 00014 University of Helsinki
[2)] Finnish Forest Research Institute P.O. Box 18 01301 Vantaa

Introduction

The scope of Finland's National Forest Programme 2010 (1) is to increase annual supplementary drainage and ditch cleaning in peatland forests and, simultaneously, to reduce their nutrient load to water courses. As a result, the use of natural and constructed wetlands as filter areas has gained more interest recently. Wetlands can reduce phosphorus (P) concentration from drainage water (2, 3, 4) but the allocation of retained P has been studied less. Knowing where the major part of P will be bound is essential in order to estimate how permanent the removal is.

Material and Methods

The aim of our study was to determine the relative and absolute amounts of ^{32}P that a wetland filter area binds to soil, mosses, and herbs. We conducted a field experiment in a natural wetland filter area in South Finland in the spring with high drainage. We added 185 MBq of $^{32}PO_4$-P to fertilizer solution containing 10 kg P. The solution was added at a constant rate for 5 consecutive days to the wetland. Liquid scintillation counting was used to measure ^{32}P activity from output water and surface layer water samples, which were taken daily, and from herb, moss, and soil samples, which were taken ten days after the start of the experiment.

Results 1. Total Retention of ^{32}P

The filter area had retained 20% of added activity 10 days after the beginning of the experiment. The initial retention after the first day was 51% of added ^{32}P but daily retention percentages decreased during the experimental period suggesting that the field became saturated (Figure 1).

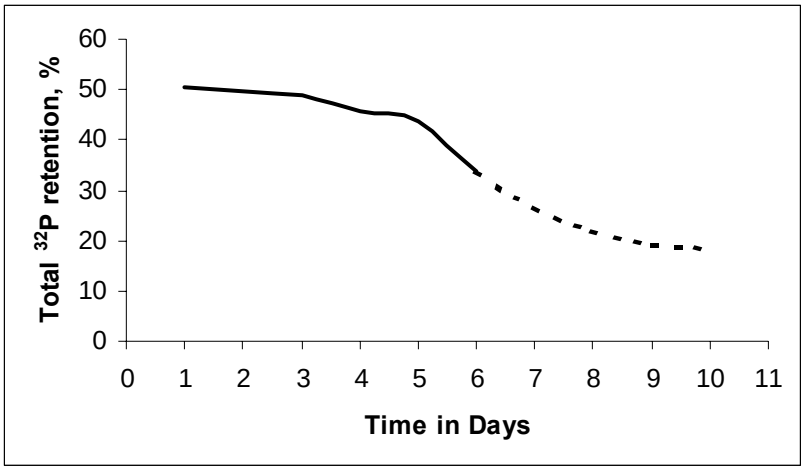


Figure 1. Daily relative retention of added ^{32}P to the filter area. Samples were taken on days 1-5 and 10. The solid line describes retention during the period when ^{32}P was added, and the dashed line during the days when samples were not taken daily.

The amount of added P greatly exceeded natural load which could explain low total retention. Moreover, leaching was enhanced by drainage that was higher than on average at the beginning of the experiment period.

Results 2. Allocation of Retained ^{32}P

Soil contained 91% of measured activity, mosses 3%, herbs 2% and surface layer water 3% (Figure 2). The specific activity of soil samples (0-7 Bq/g), was lower than that of mosses, (1-30 Bq/g) or herbs, (1-64 Bq/g). The mass of the surface layer soil (0-15 cm) greatly exceeded the biomass of plants and the difference explains why the largest amount of activity was found in soil. The coverage of mosses and herbs was naturally sparse in the field and in the early stage of the growing season. Presumably the assimilation to vegetation continued after our sampling resulting in a higher total amount of P bound to vegetation than shown in our study.

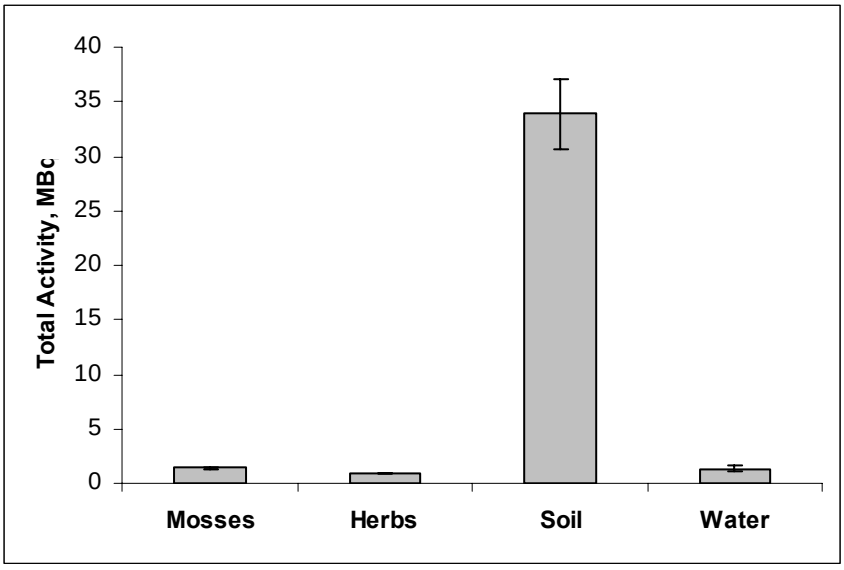


Figure 2. Total activity (MBq) measured from vegetation, soil and surface layer water ten days after the beginning of the experiment.

Discussion and Conclusions

The organic surface layer soil was capable of retaining large amounts of P from intensive load, therefore, we conclude that the most important P retaining media in the filter areas was soil. The relative importance of biomass seems to depend on time scale of the study (5, 6, 7, 8). Unlike P assimilated to vegetation, which is released during decomposition, P adsorbed to soil can be bound to highly insoluble forms. Our study was not designed to reveal different compounds in soil that bind P. Further study will be conducted to determine the elements and compounds that bind P in soil and how soluble they are, and thus, how permanent is the removal of P.

Acknowledgements

This study has been funded by Maj and Tor Nessling's Foundation and by the Graduate School in Forest Sciences.

References

1 Finland's National Forest Programme 2010 (1999). Publications 2/1999. Ministry of Agriculture and Forestry, Finland. 40 pp.

2 Ihme, R. 1994. The use of overland flow wetland treatment system for purification of runoff water from peat mining areas. Doctoral diss. VTT Publications 798. VTT Info. Serv., Finland, Espoo. (In Finnish with English summary.)

3 Heikkinen, K., Ihme, R., Osma, A.-M., and Hartikainen, H. 1995. Phosphate removal by peat from peat mining drainage water during overland flow wetland treatment. Journal of Environmental Quality 24:597-602.

4 Kubin, E., Ylitolonen, A., Välitalo, J., and Eskelinen, J. 2000. Prevention of nutrient leaching from a forest regeneration area using overland flow fields. In Haigh, M. and Krecek, J. (eds.) Environmental Reconstruction in Headwater Areas, 161-169. Kluwer Academic Publisher.

5 Richards, C.J. 1985. Mechanisms controlling phosphorus retention capacity in freshwater wetlands. Science 228:1424-1426.
6 Huttunen, A., Heikkinen, K. and Ihme, R. 1996. Nutrient retention in the vegetation of an overland flow treatment system in northern Finland. Aquatic Botany 55:61-73.
7 Kellogg, L.E. and Bridgham, S.D. 2003. Phosphorus retention and movement across an ombrotrophic-minerotrophic peatland gradient. Biogeochemistry 63:299-315.
8 Silvan, N., Vasander, H., Karsisto, M. and Laine, J. 2003. Microbial immobilisation of added nitrogen and phosphorus in constructed wetland buffer. Applied Soil Ecology 24:143-149.

Peltomaan kasvupaikkaluokitus metsänkasvatusta varten

Site classification of afforested arable land for forest production

Antti Wall*[1] ja Carl Johan Westman[2]

[1)]Metsäntutkimuslaitos, Kannuksen tutkimusasema, PL 44, 69101 Kannus
[2)]Helsingin yliopisto, Metsäekologian laitos, PL 27, 00014 Helsingin yliopisto

Johdanto

Suomessa on metsitetty viimeisen kolmenkymmenen vuoden aikana peltomaata runsaat 230 000 ha, jonka luokittelu metsänkasvatusta varten on ongelmallista. Metsämaiden kasvupaikkaluokittelussa käytössä oleva kasvillisuuteen perustuva metsätyyppijärjestelmä (1) ei peltomaalla toimi metsäkasvillisuuden puuttuessa. Myöskään puuston pituuskehitykseen perustuva metsikköbonitointi ei onnistu ilman puustoa. Siten peltomaan luokittelun metsänkasvatusta varten on perustuttava maan ominaisuuksiin.

Metsätyyppijärjestelmässä kasvupaikat on järjestetty puuntuotoskyvyn mukaan jatkumoksi, jossa maan kalsiumin varasto näyttää ensisijaisesti määräävän kasvupaikan puuntuotoskyvyn, edellyttäen, että kasvupaikalla tarjolla olevan veden määrä ei ole rajoittava tekijä (2). Tästä johtuen on metsämaan kalsiumvaraston ja hienojen maalajitteiden osuuden välillä usein positiivinen suhde (3). Siksi on myös tyypillistä, että heikon puuntuotoskyvyn kasvupaikat esiintyvät yleensä raekoostumukseltaan karkeajakoisilla lajittuneilla mailla ja korkean puuntuotoskyvyn omaavia kasvupaikkoja esiintyy vuorostaan hienojakoisilla mailla. Kuitenkin korkeatuottoisia metsiä saattaa esiintyä karkeajakoisillakin mailla topografian paikallisen spatiaalivaihtelun seurauksena: maaveden virtaus tuo kasvupaikalle hyvää kasvua takaavia ravinteita.

Tämän tutkimuksen tavoitteena oli 1) tunnistaa erotteluanalyysillä metsätyyppejä parhaiten erottelevat maan ominaisuudet ja 2) luokitella peltomaita metsätyypeiksi käyttämällä erotteluanalyysin tuottamia metsätyyppejä parhaiten erottelevia maan ominaisuuksia.

Aineisto ja menetelmät

Tutkimuksessa käytettiin kahta erillistä aineistoa, joista ensimmäinen koostui 30 CT-OMT viljavuusgradienttia edustavasta metsiköstä. Jokaisesta metsiköstä kerättiin maanäytteet maannoskerroksittain: orgaaninen kerros (O), huuhtoutumiskerros (E), rikastumiskerroksen yläosa (B1), rikastumiskerroksen alaosa (B2) ja pohjamaa (C). Toinen aineisto koostui 24 peltomaalle perustetusta metsiköstä. Maanäytteistä analysoitiin ravinnemäärät (kokonais-N ja ammonium asetaattiin uuttuvat (P, K, Ca ja Mg) orgaanisen aineksen määrä, pH ja raekoostumus.

Metsämaiden E- ja C-horisonteille tehtiin molemmille erikseen maan ominaisuuksiin perustuvat askeltavat erotteluanalyysit metsätyyppejä parhaiten erottelevien tunnusten löytämiseksi. Näitä tunnuksia käytettiin jäljempänä selittäjämuuttujina erottelufunktioissa, joiden perusteella metsitetyt peltokasvupaikat luokiteltiin metsätyypeiksi niiden 0-10 cm:n ja 30-40 cm:n kerroksien maan ominaisuuksien perusteella. Lopuksi ryhmittelyanalyysillä jaettiin metsitetyt peltomaat maan ominaisuuksiltaan samankaltaisiin ryhmiin.

Tulokset ja tarkastelu

Tulosten mukaan metsäkasvupaikkojen maan E-horisontin kalsium- ja fosforimäärät, hiesupitoisuus ja maa-aineksen pH erottelivat parhaiten metsätyypit toisistaan, mikä on yhdenmukaista aiempien tutkimusten tulosten kanssa (4). Pintamaan (0-10 cm kerroksen) näihin ominaisuuksiin perustuvat erottelufunktiot sijoittivat kaikki metsitetyt pellot *Oxalis-Myrtillus* (OMT) metsätyyppiluokkaan. Kinnusen ja Aron tutkimusten perusteella peltomaille istutettujen

puustojen pituusboniteetin avulla määritetyt metsätyypit ovat vaihdelleet välillä VT-OMaT (5), mikä viittaa siihen, että pintamaan ominaisuuksiin perustuvat erottelufunktiot saattavat joissakin tapauksissa yliarvioida metsitettyjen peltomaiden puuntuotoskykyä. Pohjamaan (30-40 cm kerros) ominaisuuksien perusteella muodostetut erottelufunktiot sijoittivatkin yli puolet tutkituista metsiköistä (14 metsikköä) MT metsätyyppiin. Koska maan kalsiumvarasto on tärkeä metsäkasvupaikkojen hyvyyttä määräävä tunnus (6), varsinkin peltomaiden kalkitus (7) on vaikuttanut pintamaan ominaisuuksien käyttökelpoisuuteen luokittelun pohjana: maanviljelys on ainakin väliaikaisesti kohottanut kasvupaikan puuntuotoskykyä lannoituksen ja kalkituksen seurauksena.

Metsitetyn peltomaan korkeat ravinnemäärät ovat osaksi maanviljelyn aikaansaamaa ja toisaalta hienojakoisten maiden luontainen ominaisuus. Maatalouden maa on yleensä raivattu viljavimmista metsämaista ja siksi peltomaiden luontaiset ominaisuudet yleensä poikkeavat metsämaiden ominaisuuksista. Tuloksemme mukaan peltomaiden ravinteiden kokonaistypen määrä ja vaihtuvien ionien (K, Ca, Mg) määrät olivat huomattavan suuret verrattuna luonnontilaisten metsämaiden vastaavien ravinteiden määriin. Myös tutkittujen peltomaiden maan lajitekoostumus oli keskimäärin hienojakoisempaa kuin metsämaiden. Lisäksi maan viljelys oli myös muuttanut peltomaiden orgaanisen aineen syvyysjakaumaa: pintamaan orgaanisen aineksen määrä oli huomattavasti suurempi kuin metsämaiden vastaavan kerroksen.

Erotteluanalyysin mukaan peltomaista erottuu happamuuden ja siihen liittyvien maan ominaisuuksien perusteella savi- ja hiesumaat karkeajakoisimmista maista. Tämä viittaa siihen, että entisessäkin peltomaassa maan raekoostumus säätelee ravinteiden uuttumista huolimatta lannoituksen ja kalkituksen maalajien välisiä eroja tasoittavasta vaikutuksesta (8).

Kirjallisuus

1. Cajander, A. K. 1926. The theory of forest types. Acta For. Fenn. 29: 1-108.
2. Urvas, L. and Erviö, R. 1974. Influence of soil type and the chemical properties of soil on the determining of the forest type. J. Sci. Agric. Soc. Fin. 3: 307-319.
3. Westman, C.J. 1990. Metsämaan fysikaaliset ja fysikaalis-kemialliset ominaisuudet CT-OMaT kasvupaikkasarjassa. Silva Fenn. 24(1): 141-158.
4. Tamminen, P. 1991. Expression of soil nutrient status and regional variation in soil fertility of forested sites in southern Finland. Folia For. 777.
5. Kinnunen, K, ja Aro, L. 1996. Vanhojen pellonmetsitysten tila Länsi-Suomessa. Folia Forestalia-Metsätieteen aikakauskirja 1996(2): 101-111.
6. Valmari, J. 1921. Beiträge zur chemischen Bodenanalyse. Acta For. Fenn. 20(4): 1-67.
7. Erviö, R. Mäkelä-Kurtto, R. ja Sippola, J. 1990 Chemical characteristics of Finnish agricultural soils in 1974 and in 1987. Acidification in Finland. (Toim.) Kauppi, P., Anttila, P. and Kenttämies, K. pp. 217-234. Springer-Verlag.
8. Lakanen, E. & Hyvärinen, S. 1971. The effect of some soil characteristics on the extractability of macronutrients. Ann. Agric. Fenn. 10: 135-143.

ISBN 952-91-8212-0
ISSN 1457-263X
Helsinki 2005