Pro Terra

No. 52 / 2011

VI Maaperätieteiden päivien abstraktit

Toimittajat
Helena Soinne, Mika Kähkönen, Päivi Merilä, Katri Rankinen, Tapio Salo ja Pekka Hänninen

Toimituskunta
Sessio I Maa vedessä – vesi maassa:
Pekka Hänninen, Pauliina Liwata, Kaarina Lukkari, Seija Virtanen

Sessio II Mitä maassa kiertää?
Timo Tarvainen, Kirsti Granlund, Sari Stark, Eila Turtola

Sessio III Mikrobeista myyriin
Taina Pennanen, Samuel Hartikainen, Jussi Heinonsalo, Visa Nuutinen

HELSINGIN YLIOPISTO
ELINTARVIKE- JA YMPÄRISTÖTIETEIDEN LAITOS

Helsinki, 2011

SISÄLLYSLUETTELO

Esitelmät

sivu

Suomen Maaperätieteiden Seura 40 v – olemme osa kansainvälistä tiedeyhteisöä 9
Martti Esala

From a shallow pond to the fourth largest lake in Europe – Lake Peipsi in eastern Estonia 13
Tiit Hang

Maatalouden ympäristötuen vaikuttavuuden seurantatutkimus 16
Katri Rankinen, Jyrki Aakkula, Petri Ekholm, Mikko Kuussaari ja Tapio Salo

Sessio I: Maa vedessä - vesi maassa

Märkyyden ilmaiseminen maannosnimien avulla 18
Markku Yli-Halla

Maaperän vesi säätelee pintavalutuskentän N_2O-dynamiikkaa ja kasvillisuusmuutosta 20
Päivi Saari, Sanna Saarnio ja Jukka Alm

Kipsikäsitellyn peltomaan mururakenteen muutokset ja ilmiön mittaaminen 23
Liisa Pietola ja Ulla Kulokoski

Kipsi vähensi fosforikulkeumia peltovaluma-alueella 24
Petri Ekholm, Liisa Pietola, Pasi Valkama ja Jouni Lehtoranta

Talvisen tulvan ja roudan vaikutuksia männyn kasvuun ja fysiologiaan 25
Marja Roitto, Aifang Wang, Sirkka Sutinen, Tarja Lehto, Jukka Alm ja Tapani Repo

Korkean pohjaveden vaikutus happamalta sulfaattimaalta purkautuvan valumaveden happamuuteen lysimetrikokeessa 27
Seija Virtanen, Asko Simojoki ja Markku Yli-Halla

Olkiluodon maaperä- ja merisedimenttitutkimukset 29
Anne-Maj Lahdenperä ja Jani Helin

Sessio II, Mitä maassa kiertää?

Eurooppalaisten viljelysmaiden fosforinluovutuskyky 31
Helinä Hartikainen ja Asko Simojoki

Maaperän hiilivaraston muutos pellonmetsityksessä ja pellonraivauksessa 33
Kristiina Regina, Kristiina Karhu, Antti Wall, Pekka Vanhala, Martti Esala ja Jari Liski

Paikalliset maa-maavesi-jakaantumiskertoimet (Kd) arseeni- ja lyijykohteissa **35**
Timo Tarvainen, Jaana Jarva ja Hanna Kahelin

Puulajien levinneisyys Lapin emäksisillä ja happamilla tuntureilla **37**
Raimo Sutinen, Mari Kuoppamaa, Pekka Hänninen, Maarit Middleton, Paavo Närhi, Sirkka Vartiainen ja Marja-Liisa Sutinen

Haittojen vähentämismenetelmien kehittäminen happamilla sulfaattimailla **39**
Jaana Uusi-Kämppä, Peter Österholm, Rainer Rosendahl, Anna Bonde, Eeva Nuotio, Seija Virtanen ja Eila Turtola

Sessio III, Mikrobeista myyriin

Maankäytön vaikutus maaperän hajotusprosesseihin **41**
Kaisa Wallenius, Hannu Rita, Anu Mikkonen, Kaisa Lappi, Kristina Lindström, Helinä Hartikainen, Arjen Raateland ja Maarit Niemi

Kantojen korjuun vaikutukset metsämaaperän hajottajaeliöstöön ja kasvillisuuteen **44**
Saana Kataja-aho, Hannu Fritze ja Jari Haimi

Männyn juuristosienten tuottamat haihtuvat orgaaniset yhdisteet **46**
Hermanni Aaltonen, Jaana Bäck, Heidi Hellén, Maija K. Kajos, Johanna Patokoski, Risto Taipale, Jukka Pumpanen ja Jussi Heinonsalo

Sienilajiston sukkessio lahovilla kuusirungoilla **48**
Tiina Rajala, Mikko Peltoniemi, Taina Pennanen ja Raisa Mäkipää

Kuusen geneettisen perimän vaikutus symbionttisten ektomykorritsasienien monimuotoisuuteen **50**
Sannakajsa Nylund, Matti Haapanen, Tiina Rajala, Andy F.S. Taylor ja Taina Pennanen

Maaperän pitkäaikaisen lämmityksen, lannoituksen ja kastelun vaikutus kuusen hienojuuriin, mykorritsallisiin lyhytjuuriin ja sienirihmastoon **52**
Jaana Leppälammi-Kujansuu, Lars Ola Nilsson, Ivika Ostonen, Dan Kleja Berggren, Shabhu Sah ja Heljä-Sisko Helmisaari

Posterit

sivu

Sessio I, Maa vedessä – vesi maassa

1. **Lumen vesipitoisuuden määrittäminen EM aallon kulkunopeuden perusteella** **53**
   Pekka Hänninen, Juha Majaniemi, Osmo Äikää, Matti Piekkari ja Raimo Sutinen

2. **Maa- ja salaojaveden monitorointi Ylistarossa 2009-2010** **55**
   Pekka Hänninen, Arjo Kangas ja Osmo Äikää

3. **Soil water content in mounded spots on Norway spruce outplanting areas** **57**
   Juha Heiskanen

4. **Hakkuutähteiden ja tuhkalannoituksen vaikutus ravinteiden huuhtoutumiseen** **59**
   Antti-Jussi Lindroos, Pekka Tamminen ja Hannu Ilvesniemi

5. **Märkyyden vaikutus maan ominaisuuksiin ja satoon** **60**
   Merja Myllys, Laura Alakukku, Jyrki Nurminen, Maija Paasonen-Kivekäs, Rauno Peltomaa, Markku Puustinen, Helena Äijö ja Pertti Vakkilainen

6. **Havaintoja maan kosteustilasta eri ojavälein ojitetulla peltolohkolla** **61**
   Merja Myllys, Laura Alakukku, Jyrki Nurminen, Maija Paasonen-Kivekäs, Rauno Peltomaa, Markku Puustinen, Helena Äijö ja Pertti Vakkilainen

7. **Ravinteiden ja kiintoaineen kulkeutuminen viljelylohkoilta jokiveteen: Mittaustuloksia Siuntion Kirkkojoen valuma-alueelta** **63**
   Maija Paasonen-Kivekäs, Laura Alakukku, Merja Myllys, Jyrki Nurminen, Rauno Peltomaa, Markku Puustinen, Helena Äijö ja Pertti Vakkilainen

8. **Maatalouden ravinnekuormitus Suomen valuma-alueilta Itämereen** **65**
   Katri Rankinen, Petri Ekholm, Heidi Sjöblom, Hannu Rita ja Ljudmila Vesikko

9. **Maan eroosioherkkyyden määrittäminen – esikäsittelyn vaikutukset savimaan mururakenteeseen** **67**
   Helena Soinne ja Eila Turtola

10. **Ravinteiden huuhtoutuminen erilailla salaojitetuilta peltoalueilta: Jokioisten Nummelan koekentän tuloksia** **69**
    Helena Äijö, Laura Alakukku, Merja Myllys, Jyrki Nurminen, Maija Paasonen-Kivekäs, Rauno Peltomaa, Markku Puustinen ja Pertti Vakkilainen

Sessio II, Mitä maassa kiertää?

11. Pintakasvillisuuden rooli ojitetun suon hiilen kierrossa **71**
Tiina Badorek, Kari Minkkinen ja Eeva-Stiina Tuittila

12. The speciation and vertical distribution of Al, Cu, K and Zn on forested peatland sites **73**
Thomas Brügger, Tarja Lehto and Gerd Welp

13. Carbon pools and fluxes in two peatland forest sites after girdling and nutrient application **75**
Markus Hartman, Aino Korrensalo, Tytti Sarjala and Jukka Laine

14. The effect of clear-cutting and whole tree harvesting on soil CO_2 respiration **77**
Markus Hartman, Tanja Murto and Hannu Ilvesniemi

15. Lyijy, arseeni ja antimoni ampumaradan maaperässä **79**
Tarja Hatakka, Timo Tarvainen, Samrit Luoma ja Arto Pullinen

16. Uuttomenetelmän kehittäminen boreaalisten maiden proteiinityyppiselle materiaalille ja analysointi MALDI-TOF/MS:lla **81**
Sanna Kanerva, Aino Smolander, Veikko Kitunen, Raimo Ketola, ja Tapio Kotiaho

17. Valtakunnallinen viljelymaiden tilan seuranta 1974-2009 **83**
Riikka Keskinen, Martti Esala, Merja Eurola, Elise Ketoja, Oiva Hakala ja Visa Nuutinen

18. Energiarajoitteinen kasvu ohjaa maan orgaanisen aineen mineralisaatiota **85**
Aki Lindén, Jussi Heinonsalo, Markku Oinonen, Emmi Hilasvuori, Christina Biasi, Hannu Ilvesniemi ja Jukka Pumpanen

19. Typen maanpäälliset ja maanalaiset varastot Suomen pohjoisissa ja eteläisissä havumetsiköissä **88**
Kaisa Mustajärvi, John Derome, Heljä-Sisko Helmisaari, Sari Hilli, Antti-Jussi Lindroos, Päivi Merilä, Tiina Nieminen, Pekka Nöjd, Maija Salemaa ja Liisa Ukonmaanaho

20. Dityppioksidipäästöt peltomaista kivennäismailla **90**
Paula Perälä, Janne Kaseva ja Kristiina Regina

21. Maan labiilin fosforin pitoisuuden vaihtelu eri tavoin hoidetuissa suojakaistoissa **92**
Mari Räty, Helena Soinne, Markku Yli-Halla ja Tommi Peltovuori

22. Maaperän liikkuvat piivarat: mitä haluamme tietää niistä ja miksi? **94**
Petra Tallberg, Virpi Siipola ja Maria Lehtimäki

23. DGT –menetelmän soveltaminen biosaatavan fosforin määritykseen avohakatuilla turvemailla **96**
Marita Turunen, Liisa Ukonmaanaho, Marjatta Kantola, Arja Tervahauta ja Tiina M. Nieminen

24. Koko- vai runkopuukorjuu - vaikutukset raskasmetallien ja ravinteiden huuhtoutumiin ojitetuilla turvemailla **98**
Liisa Ukonmaanaho, Mike Starr, Marjatta Kantola, Ari Lauren, Mika Nieminen, Juha Piispanen, Markku Mäkilä, Kirsti Loukola-Ruskeeniemi ja Tiina M. Nieminen

25. Distribution of ^{210}Pb and ^{210}Po concentrations in boreal forest soil **100**
Kaisa Vaaramaa, Lasse Aro, Dina Solatie and Jukka Lehto

26. Flogopiittipitoisen rikastushiekan vaikutus vesiliukoisen lyijyn (Pb) spesiaatioon kontaminoituneella ampumaratamaalla **101**
Salla Venäläinen

Sessio III, Mikrobeista myyriin

27. Typensidonta primäärisukkessiojatkumon soiden rahkasammalissa **103**
Maija Aarva, Tuula Larmola, Sanna Leppänen, Marja Tiirola, Hannu Fritze, Päivi Merilä ja Eeva-Stiina Tuittila

28. Kuparin ja sinkin vaikutus saprotrofisiin sieniin **105**
E. Samuel Hartikainen, Pauliina Lankinen, Johanna Rajasärkkä, Hilkka Koponen, Marko Virta, Annele Hatakka ja Mika A. Kähkönen

29. Aktinobakteeriyhteisöjen vaihtelu boreaalisilla rahkasoilla **107**
Mirkka Kotiaho, Hannu Fritze, Päivi Merilä, Anna Laine, Minna Väliranta, Atte Korhola, Edgar Karofeld ja Eeva-Stiina Tuittila

30. Korpiekosysteemin toiminnan ja monimuotoisuuden ennallistaminen: maaperä ja mikrobit **109**
Liisa Maanavilja, Zuzana Urbanová, Jiři Bárta, Tomáš Picek ja Eeva-Stiina Tuittila

31. Mikrobibiomassa ja –yhteisörakenne maan orgaanisen kerroksen F- ja H- horisonteissa boreaalisten havumetsien ilmastogradientilla **111**
Päivi Merilä, Maija Salemaa, Sari Hilli ja Hannu Fritze

32. Kastelieron (*Lumbricus terrestris* L.) korjuutähdekekojen kohdat kasvihuonekaasujen päästölähteenä suorakylvöpellolla **113**
Mervi Nieminen, Kristiina Regina, Timo Hurme, Juha Mikola ja Visa Nuutinen

33. Metaania hapettavien bakteeriyhteisöjen monimuotoisuus suon sukkessiogradientilla kasvavissa rahkasammalissa **115**
Anuliina Putkinen, Tuula Larmola, Henri Siljanen, Tero Tuomivirta, Levente Bodrossy, Eeva-Stiina Tuittila ja Hannu Fritze

34. Muokkausmenetelmien vaikutus peltomaiden mikrobiyhteisöihin ja tautisienten tukahduttamiskykyyn **117**
Timo Sipilä, Kim Yrjälä, Laura Alakukku ja Ansa Palojärvi

35. Haavan (Populus) käyttö saastuneiden maiden kunnostamisessa **119**
Kim Yrjälä, Mirja Heinonen, Shinjini Mukherjee, Timo Sipilä, Ivika Ostonen, Raimo Jaatinen, Lu-min Vaario ja Pertti Pulkkinen

Suomen Maaperätieteiden Seura 40 v – olemme osa kansainvälistä tiedeyhteisöä

The 40th Anniversary of the Finnish Society of Soil Sciences – we are part of the international scientific society

Martti Esala

Maa- ja Elintarviketalouden tutkimuskeskus, Kasvintuotannon tutkimus, E-talo, 31600 Jokioinen

Suomen Maaperätieteiden Seura ry

Suomen Maaperätieteiden Seuran perustava kokous pidettiin Tikkurilassa Maatalouden tutkimuskeskuksen kokoussalissa 16.4.1971. Suomalaisia maaperätutkijoita oli kyllä ollut mukana Kansainvälisen maaperätieteiden seuran (ISSS, International Society of Soil Science) toiminnassa ja jäseninä jo vuosikymmeniä (Mm. prof Erkki Kivinen vuodesta 1932). Suomalaisten jäsenmaksut (2 USD) oli maksettu keskitetysti jo vuodesta 1965 lähtien, mutta kansallinen järjestäytyminen toteutettiin vasta tässä vaiheessa kansainvälisen seuran toivomuksesta, jotta suomalaisetkin voisivat valita edustajansa sen toimielimiin, lähinnä Counciliin.

Kokouksen avasi MTT:n ylijohtaja Jouko Vuorinen, joka oli aikaisemmin toiminut MTT:n maantutkimuksen professorina. Paikalla oli 11 henkilöä, kaikki MTT:n tutkijoita. Kokouksen Puheenjohtajaksi valittiin ylijohtaja Jouko Vuorinen, joka oli ollut mukana useissa ISSS:n kongresseissa. Sihteeriksi valittiin tutkija Leila Urvas, joka oli jo vuodesta 1965 vastannut ISSS:n suomalaisten jäsenmaksujen keräämisestä. Kokouksessa päätettiin perustaa ISSS:n Suomen osasto. Seuraa ei rekisteröity, eikä omia sääntöjä laadittu, mutta jäsenille päätettiin hankkia ISSS:n säännöt. Omaa jäsenmaksua ei kerätty, mutta seura keräsi suomalaisten jäsenten maksut kansainväliselle seuralle. Ensimmäiseksi puheenjohtajaksi ja Suomen edustajaksi ISSS:n Counciliin valittiin professori Mikko Sillanpää ja sihteeriksi tutkija Leila Urvas. Seuran perustajajäseniksi katsottiin kaikki 27 sen hetkistä ISSS:n suomalaista jäsentä, joille kokouskutsu oli lähetetty.

Pari seuraavaa vuosikymmentä seuran kotimainen toiminta oli aika vähäistä. Sen tehtävänä nähtiin lähinnä ISSS:n edustaminen kansallisesti ja jäsenmaksujen kokoaminen vuosittain kansainväliselle seuralle. Jäsenetuna oli lähinnä ISSS:n bulletinin saaminen muutaman kerran vuodessa. Siitä saattoi seurata kansainvälisen seuran tapahtumia. Tikkurilassa järjestettiin joitakin seminaareja, mutta ne kuihtuivat vähitellen yleisön puutteeseen. Omaa toimintaa ei nähty tarpeelliseksi, koska seuran jäsenet osallistuivat muiden kansallisten seurojen tilaisuuksiin (Suomen maataloustieteellinen seura, Suoseura, Pohjoismaiden maataloustutkijain yhdistys). Jäsenkunta oli varsin maatalousvaltaista, lähinnä MTT:stä ja Helsingin yliopistosta. Metsäntutkimuslaitokselta oli tavallisesti 1-2 jäsentä. 1980-luvun puolivälistä alkaen myös suomalaiset maaperäekologit alkoivat toimia aktiivisesti ISSS:ssä professori Veikko Huhdan johdolla. Neljän vuoden välein vaihteleva joukko suomalaisia osallistui ISSS:n maailmankongressiin.

Seuran seuraava vuosikokous pidettiin vasta 10.3.1981 ja tuolloin päätettiin kokoontua neljän vuoden välein IUSS:n toimielinten valinnan tahdissa. Kongressivuoden syksyllä seuralle valittiin uusi puheenjohtaja ja sihteeri, joka keräsi vuosittain ISSS:n jäsenmaksut. Yleensä tässä kokouksessa esiteltiin kongressien antia mm. valokuvin. Professori Sillanpään jälkeen seuran puheenjohtajaksi ja Suomen edustajaksi IUSS:n Counciliin valittiin erikoistukija Jouko

Sippola vuonna 1981. Hän toimi myöhemmin MTT:n maantutkimuksen professorina. Varapuheenjohtajana toimivat MMT Johan Korkman 1981-86 ja MMT Simo Kivisaari 1986-94.

Allekirjoittanut valittiin seuran puheenjohtajaksi vuonna 1994. Varapuheenjohtajaksi valittiin Markku Yli-Halla ja sihteeriksi Ritva Mäkelä-Kurtto. Leila Urvas jäi siis pois seuran sihteerin ja jäsenmaksujen kerääjän toimesta 30 vuoden ansiokkaan palveluksen jälkeen. Uudelle johdolle annettiin tehtäväksi seuran toiminnan aktivoiminen. Jäseniä oli tuolloin 48. Kului seuraavat neljä vuotta, mutta erinäisistä keskusteluista ja ideoinneista huolimatta oikeaa toimintamallia, joka olisi koonnut riittävän määrän aktiivisia seuralaisia säännölliseen toimintaan, ei tuntunut löytyvän. Tästä huolimatta saman johdon mandaatti jatkui vuoden 1998 vuosikokouksessa.

Vuoden 1998 ISSS:n Monptellierin maailmankongressin yhteydessä tehdyt päätökset siivittivät myös kotimaista toimintaamme aivan uudella tavalla. Tuolloin päätettiin uudistaa kansainvälistä seuraa kansallisten aktiviteettien lisäämiseksi ja kaikkien maailman maaperätutkijoiden kokoamiseksi paremmin kansainvälisen seuran yhteyteen. Seuran nimeksi muutettiin. International Union of Soil Sciences (IUSS). Jäseninä ei enää oltu suoraan kansainväliseen seuraan, vaan kansallisten seurojen kautta. Tämä antoi myös meille kimmokkeen seuran toiminnan uudistamiselle.

Ratkaiseva tekijä seuramme toiminnalle ja toimintapohjan laajentamiselle oli päätös ulottaa sen toiminta mahdollisimman laajasti kaikkiin maaperätutkimusta tekeviin tahoihin ja kutsua jäseniksi kaikkia maaperästä ja sen tutkimisesta kiinnostuneita. Kansainvälisen seuran toiminta suuntautuu painotetusti maatalousmaihin, toki metsämaita ja muita aloja unohtamatta. Kansallisesti todettiin, että tällainen painotus ei vastaa kotimaista toimintakenttäämme, eikä se kokoaisi riittävästi kriittistä massaa kunnollisen toiminnan pyörittämiseksi. Siksi päätettiin lähestyä tasapuolisesti eri tutkimustahoja maatalous- metsä-, ympäristö ja maaperägeologian aloilla niin tutkimuslaitoksissa, yliopistoissa, ammattikorkeakouluissa, neuvonnassa, yrityksissä ja niin edelleen.

Seuran vuosikokouksessa 2.12.1998 päätettiin käynnistää muutos ISSS:n Suomen osastosta Suomen Maaperätieteiden Seuraksi ja valittiin seuralle hallitus, joka edusti tasapuolisesti maaperätutkimuksen eri aloja. Hallitukselle annettiin tehtäväksi laatia seuralle säännöt. Nimenmuutos toteutettiin ja uudet säännöt hyväksyttiin seuran vuosikokouksessa 30.11.1999. Seura päätettiin rekisteröidä, se pääsi anomuksesta jäseneksi Tieteellisten Seurain Valtuuskuntaan ja IUSS:n kansalliseksi jäsenseuraksi.

Kansainvälisen seuran pääsihteerin vinkistä aloimme saada jäsenmaksuosuuteemme IUSS:lle avustuksena Tiedeakatemiain valtuuskunnalta. Sieltä saamme myös matka-avustusta IUSS:n päättävien elinten toimintaan osallistumiseen. Tärkeä päätös oli myös Maaperätieteen päivien järjestäminen kahden vuoden välein. Ensimmäiset pidettiin Viikissä syksyllä 2000. Kun seuran toiminta oli saatu ”kuosiin” aloitettiin samalla tehostettu jäsenhankinta sähköpostiviestein maaperätutkijoiden työpaikoille ja muualle, missä heitä ajateltiin työskentelevän. Tämä tuottikin tulosta. Ennen toimintatavan muutosta seuran jäsenmäärä oli pitkään ollut alle 50, mutta kasvoi nyt nopeasti enimmillään n. 230:een. Seuran toiminta on muutenkin aktivoitunut, mm. seminaareja ja retkiä maaperäkohteisiin on järjestetty.

Seuran hallitus valitaan nykyisin kahden vuoden välein, joten viimeisen kymmenen vuoden aikana seuran kehittämiseen ovat osallistuneet lukuisat henkilöt. Puheenjohtajana on vuodesta 2009 toiminut erikoistukija Pekka Hänninen GTK:sta.

Kansainvälinen toiminta

Kansainvälinen maaperätieteen seura (International Union of Soil Sciences, IUSS) perustettiin 19.5.1924 nimellä International Society of Soil Science (ISSS). Jo aiemmin, vuodesta 1909 oli järjestetty kansainvälisiä maaperätieteilijöiden kongresseja. Suomalaisten osallistumisesta niihin ei ole käytettävissä tietoja, mutta oletettavasti näin on tapahtunut aikojen kuluessa. Tärkeä muutos seuran toiminnassa oli vuoden 1998 muutos ISSS:stä IUSS:ksi, jota on kuvattu jo yllä. Tuossa vaiheessa seurassa oli n. 7000 jäsentä, mutta uudella rakenteella on tavoite saada maailman n. 45 000 maaperätieteilijää mahdollisimman kattavasti mukaan.

Merkittävä tapahtuma kansainvälisen maaperäyhteisön asemassa oli sen hyväksyminen ICSU:n (International Council for Science) jäseneksi vuonna 1993. Tämä merkitsi maaperätieteiden tunnustamista tieteenalaksi. Suomessa olemme ICSU:n jäseniä Tieteellisten seuran valtuuskunnan kautta.

IUSS jakautuu neljään divisioonaan, joihin jokaiseen kuuluu 4-6 komissiota. Lisäksi jokaisessa on useampia työryhmiä. Nämä organisaatiotasot edustavat eri maaperätieteen aloja. Divisioonat, komissiot ja työryhmät järjestävät maailmankongressien välivuosina ja kongressien yhteydessä seminaareja ja muita tapahtumia. Puheenjohtajaa ja kahta varapuheenjohtajaa lukuun ottamatta ei niillä ole muita toimielimiä. Mukaan pääsee ottamalla yhteyttä puheenjohtajaan.

IUSS edistää maaperätieteiden asemaa yhteiskunnassa monella tapaa, osittain yhteistyössä muiden geotieteiden kanssa ICSU:n kautta. IUSS julkaisee bulletinia nykyään noin kaksi kertaa vuodessa nettiversiona sekä IUSS Alerts –tiedotetta n. kerran kuussa nettisivuillaan. Alan kansainvälinen päätapahtuma on neljän vuoden välein järjestettävä kansainvälinen maaperäkongressi (World Soil Congress). Näistä viimeisin oli Brisbanessa Australiassa elokuussa 2010. Seuraava on Etelä-Koreassa 2014 ja sitä seuraava Brasiliassa 2018. IUSS:n korkein päättävä elin on IUSS Council, joka kokoontuu kahden vuoden välein kongressien yhteydessä sekä välivuosina tulevalla kongressipaikkakunnalla. Siinä on yksi edustaja jokaisesta jäsenmaasta.

European Confederation of Soil Science Societies (ECSSS) toimii tavallaan IUSS:n sisällä itsenäisenä epävirallisena yhteenliittymänä. Se järjestää neljän vuoden välein kansainvälisten kongressien välivuosina Eurosoil-konferensseja. Tämä toiminta alkoi vuonna 2000 EuroSoil2000 – kongressina Readingissa Englannissa. Seuralla ei ole varsinaista hallintoa ja budjettia, vaan se toimii aina seuraavan EuroSoil-konferenssin organisaation alla. Tietoja toiminnasta saa www-osoitteesta ecsss.eu Vastaavia maanosakohtaisia seuroja on muilla mantereilla ollut jo pitempään.

Suomalaisena kansainvälisessä tiedeyhteisössä

Kuten yllä olevasta ilmenee, Kansainvälisen maaperätieteen seuran toiminta on vaikuttanut monella tavoin stimuloivasti myös oman seuramme toimintaan. Meille on tietysti hyvä asia, että voimme omassa seurassamme koota yhteen maaperäihmisiä yli organisaatiorajojen maatalouden, metsätalouden, ympäristötutkimuksen ja maaperägeologian piiristä ja puhua niistä omalla kielellämme. Maaperähän on meitä yhdistävä tekijä ”ojan molemmin puolin” metsissä ja pelloilla aina pohjasedimentteihin saakka, maan pinnassa ja syvemmällä. Oma kansallinen seuramme on IUSS-kentässä ollut kohtalaisen hyvin esillä, mm. jäsenmäärämme on korkea suhteessa väkilukuumme, kiitos laajan toimialamme ja korkean ”järjestäytymisasteemme”.

Voisimme kuitenkin kukin hyödyntää kansainvälisiä yhteyksiämme IUSS:n organisaation kautta huomattavasti nykyistä paremmin. Suomalaisia on osallistunut suhteessa aika hyvin IUSS:n järjestämiin maaperäalan maailmankongresseihin. Se, mitä kansainvälinen seura meille kullekin voisi tarjota, ilmenee seuran www-sivuilta iuss.org.

IUSS bulletineja, –alertseja ja komissioiden uutiskirjeitä kannattaa seurata säännöllisesti. Niissä on mm. alan tuoreimpia uutisia, ilmoituksia ja kertomuksia kansainvälisistä kongresseista ja seminaareista, kirja-arvosteluja sekä kertomuksia IUSS:n toimielimien toiminnasta. Siellä voi myös ilmoittaa tai kertoa järjestämistään alan tapahtumista. Sivuilla on linkkejä muihin maaperäalan sivustoihin. Kaikki julkaistut bulletinit on nyt www-sivuilla skannattuina vuodesta 1952. Sivusto toimii siis eräänlaisena maaperäalan portaalina. Jokaisen kannattaisi valita IUSS:n organisaatiosta itselleen sopiva komissio tai työryhmä ja seurata sen toimintaa, tarvittaessa ilmoittautua puheenjohtajan sähköpostilistalle. Maailmankongresseissa oman alan toimijoita pääsee tapaamaan henkilökohtaisesti, mm. osallistumalla erilaisiin oheiskokoontumisiin. IUSS:llä on kymmenen yhteistyöjulkaisua. Ne ovat tarjolla jäsenistölle alennettuun hintaan. Www-sivuilla on ohjeet, miten alennuksen saa.

IUSS:n toimihenkilöt ovat tarvittaessa käytössä kansallisiin tapahtumiimme, mm. kaksi edellistä pääsihteeriä ovat vierailleet maaperäpäivillämme key note –esitelmöitsijöinä. Jäsenyytemme kansainvälisessä seurassa on avannut meille osallisuuden myös kotimaisessa tiedeyhteisössä Tieteellisten seuran valtuuskunnan ja sen tiedeakatemiajaoksen toiminnan kautta. Kansainvälisten yhteyksien kautta saamme omaan toimintaamme esimerkkiä muiden maiden seurojen toiminnasta mm. maaperätiedon jakamisesta yhteiskuntaan. Eurooppalainen jäsenyytemme ECSSS:ssä antaa meille tietoa mm. valmisteilla olevista EU –ohjelmista. Sen kautta eurooppalaiset maaperätutkijat voivat myös vaikuttaa EU:n tutkimusohjelmiin ja päätöksentekoon sekä saada niihin maaperäteemoja.

Monien tieteellisten seurojen kirjossa Suomen Maaperätieteiden Seuran olemassa olon oikeutus on siinä, että se kokoaa yhteen tutkijoita ja muita maaperästä kiinnostuneita eri toimipaikoilta. Erityisesti kansainvälisen yhteisömme toiminnassa huomaa, miten tutkimamme ala liittyy keskeisesti ihmiskunnan hyvinvoinnin ja ympäristön tilan kannalta keskeisiin tekijöihin mukaan lukien ruokaturva, luonnon monimuotoisuus, vesistöjen tila sekä ilmasto ja sen muuttuminen.

From a shallow pond to the fourth largest lake in Europe – Lake Peipsi in eastern Estonia

Tiit Hang

Institute of Ecology and Earth Sciences, Tartu University; Ravila 14A, Tartu, Estonia. Tiit.Hang@ut.ee

A short CV

Lake Peipsi with its surface area 3,555 km^2 is the fourth largest inland body of water in Europe after Lake Ladoga (18,135 km^2) and Lake Onega (9,720 km^2) in Russia and Lake Vänern (5,385 km^2) in Sweden. The submeridionally elongated lake measures approximately 150 km in length and 23-42 km in width. Its catchment area (47,800 km^2) is shared between Estonia, Russia and Latvia. Lake is drained to the Gulf of Finland via a short Narva River. The altitude of the water table of the Lake Peipsi is 30m. Lake Peipsi is a shallow body of water with the mean water depth about 8 m (max 15 m) and consists of three parts named from north to south: Lake Peipsi, Lake Lämmijärv and Lake Pihkva. If not emphasised the other way, this subdivision is currently avoided and only the name 'Lake Peipsi' is used for the whole body of water. The name Peipsi originates evidently from the language of ancient tribes, who inhabited the area before the Finno-Ugrians arrived. The Russian name *Chudskoe ozero* (the lake of *chuds*, the lake on the land of *chuds*) is probably derived from the name *chud'* or *chudy*. It's how the slavish tribes, who reached the coast of the Lake Peipsi later, about the middle of the first millenium AD, used to denote the local Finno-Ugric tribes.

Lake Peipsi is located in a flat lowland area and the boundaries of its depression are conventional rather than fixed by topography. The 50m isoline can formally be taken as a boundary but in the north and northeast the altitude of Narva-Luga Lowland is below 50m. Usually the lowland area, with an altitude from 30 to 45m, surrounds the recent lake and only the highest tops of the single landforms rise higher than 80m above the recent sea level (a.s.l.). The slopes of the depression are rather gentle, and are locally only very steep west of the recent lake. The most outstanding relief forms bordering the lake depression are the Pandivere, Otepää and Haanja Heights in the west and the Luga Heights in the east. The altitude of these elevated areas remains mostly between 100 and 300m. Elongated depressions between the above-mentioned elevated areas connect the lake depression with the lowlands west and south of the recent lake.

Peipsi with the great variability of shore types and favourable bathing places offers good recreational possibilities. Attractive sandy beaches exposed to the southern sun and pine woods on dunes protecting the lake from northerly winds are characteristic to the northern coast. The highest and active cliffs formed into Devonian sandstone are characteristic to the north-western coast. Very gently sloping and boggy coasts are spread round the central part of the lake. Sandy plains reach the lake in its southern area where of special importance is the occurrence of mineral water and curative mud.

The water-level fluctuations in the lake are considerable and the amplitude of 3.04m has been registered. Due to gentle coasts such amplitude of lake-level change may vary the surface area of the lake by the value of 850 km^2. The ice cover lasts from December to April. Its average thickness is 50-60cm. Ice drift and abundant formations of frazil ice are common phenomena.

Attractive for scientists

Lake Peipsi and its surroundings have attracted investigators since the 19-th century and the first studies of the lake were mainly of a hydrological and biological character. As early as 1851, after field surveys at the lake, Karl Ernst von Baer suggested the first limitations for the fishery. Great floods in 1840 and 1844 initiated the studies into lake-level regulations. One of the first studies concerning the geology and geomorphology of the lake depression was by a Finnish geologist Hausen (1913; Hans Magnus Hausen: Finnish geologist, 1927-1951 Professor at the University of Turku). Since lasting interdisciplinary studies into the nature of the Lake Peipsi have been summarized about decade ago in three volume monograph: 'Lake Peipsi. Geology' (1999), 'Lake Peipsi. Flora and fauna' (2001) and 'Lake Peipsi. Meteorology. Hydrology. Hydrochemistry' (2001). As a transboundary lake several agreements between the neighboring countries on the protection and sustainable development of the lake have been resigned. These agreements include also scientific cooperation which so far has realized in bilateral monitoring of hydrological conditions, water quality and bottom deposits. Despite the long history of investigations and large number of investigators involved there are a number of problems of topical interest still under discussion. This is so, for example, with the geological development and post-glacial water-level changes, the latter reflected also in the size and configuration of the lake.

Palaeogeography starts from geology

A north-south elongated depression, which presently holds Lake Peipsi, is a glacially eroded depression in Ordovician and Devonian sedimentary bedrock. The boundaries of the depression in the bedrock are transitional between 40-50m a.s.l.. The bedrock surface tends to decrease from an altitude of 70-100m at the surrounding elevations towards the central part of the lake**,** reaching there at its lowest -30m a.s.l.. Several deep pre-Quaternary valleys with a depth up to 50m are cut into the Middle Devonian plateau. Their continuation under the lake itself has been assumed but so far not proved. Narva-Luga Lowland (20-30m a.s.l.) northeast of the Lake Peipsi depression connects the latter with the depression of the Gulf of Finland.

Highly variable thicknesses of Quaternary deposits are in good accordance with the bedrock topography. The thickness increases from the surrounding bedrock elevations towards the central part of the lake**,** being usually 5-10m and reaching its maximum around 45m. The greatest thickness outside the lake is associated with the glacial accumulative landforms and buried valleys, while locally the bedrock is outcropping (coastal cliff at Kallaste). The thickness of the till overlying the bedrock is about 5–8m in the northern part of the lake. Glaciolacustrine and postglacial lacustrine deposits overlying the till are 7-8m thick in the northern part of the lake and up to 37m thick in the central part. Holocene deposits are represented by lake marl up to 2m thick overlain by up to 4m of gyttja, however Holocene sediments are absent in northern part of the lake.

Lateglacial Lake Peipsi

During the last Weichselian glaciation a rather active Peipsi Glacier Stream occupied and designed the present Lake Peipsi depression. Glacial erosion rather than accumulation is reflected in decreased thickness of till within the lake depression compared to the adjoining areas. Deglaciation of the area under consideration started about 14 700 yrs BP which roughly dates the beginning of development of the Glacial Lake Peipsi. At that time the Glacial Lake Peipsi served as a central part of the proglacial lake system including large Privalday Ice Lake which occupied extensive areas south of Lake Ladoga and Gulf of Finland and the Baltic Ice Lake (BIL) in the southern part of the Baltic Sea depression.

In the course of following stepwise ice recession and because of the growth of the basin's area and opening of new thresholds the water-level and configuration of Glacial Lake Peipsi was changing. Between 14 400 and 12 900 yrs BP an ice lake in Onega basin was drained across the Onega–Ladoga isthmus and via glacial lakes Neva, Luga to the Glacial Lake Peipsi and further to the BIL. Our recent studies show continuous strait-like connection of the Glacial Lake Peipsi and the BIL, which highlights the role of Glacial Lake Peipsi in the system of eastern Baltic proglacial lakes. The first to isolate from this system at about 14.0−13.8 ka BP was the Privalday Lake. Isolation of the Glacial Lake Peipsi itself from the BIL could have happened about 12.4–11.7 ka BP when the connection with BIL ceased probably at the Narva River valley.

Late-Weichselian to Early-Holocene development – more questions than answers

Following the isolation of Lake Peipsi, an extremely low-water phase – Lake Small Peipsi has been inferred on the basis of biostratigraphical and geomorphological data as well as from the studies into bottom deposits of the recent lake. The water-level drop from pre-drainage time (c 40 m a.s.l) to the suggested lowest stand at c 22-20 m a.s.l. is of major environmental impact while resulting in emergence of vast areas, changing evaporation, surface- and groundwater hydrology *etc*. Unfortunately, the knowledge about exact timing, duration, mechanism of drainage or even exact location and altitude of the threshold, still remain uncertain. Thus, because of unknown amount of postglacial erosion, the altitude of threshold at Narva River is uncertain and estimates between 35-26 m a.s.l.. But even the lowest threshold level still dams up the Lake Small Peipsi level above its proposed minimum stand and suggests the continuation of regression at the beginning of the Holocene. Our investigations into bottom deposits in southern Lake Peipsi proper show that the early Holocene lowest stand in Lake Peipsi water-level was reached about c 9,6 ka ^{14}C BP (c 10,8 cal ^{14}C BP) which means about 1000 yrs after the proposed isolation. This in turn questions the triggers of the regression. GIS based modeling of water-level changes and shoredisplacement at the time of drainage are needed together with the lake volume and water-balance calculations.

Shoredisplacement at the northern coast of Lake Peipsi during the early Holocene is continuously under discussion. Miidel & Tavast place the early Holocene coastline more north due to proposed 5-6m higher lake-level than present. Contradictory to this, from archaeological findings and studies into bottom deposits of the lake, the early Holocene northern coast has been placed south of recent coastline and the Lake Peipsi has considered as transgressive body of water since 9.1 ka ^{14}C BP.

Recent dynamics

The reason of water-level changes in the Lake Peipsi during the Holocene is postulated to be hidden in total combined effect of climate and tectonic movements. At the present time, the northern part of the meridionally elongated lake is rising at a rate of some 0.2-0.4 mm/yr while the southern part is sinking at a rate of 1.2 mm/yr. Because of more than 30 rivers run their waters to the lake and the only outflow through the Narva River is located in the rising NE part of the lake, the lake-level has been rising in one hand and the lake water has been continuously decanted from north to south. As a result, vast lowland coastal areas in the south have been overflooded or embogged. Thus the lake-level in the Värska Bay and in the Optjok River mouth has risen about 10 m in the course of last 9000/8000 years. Due to lake-level rise also activity of coastal processes at the northern coast has been reported. It is reflected in appearance of abrasional scarps after heavy storms and in intensive longshore drift of sandy sediments which in turn complicates even more the outflow through the Narva River.

Maatalouden ympäristötuen vaikuttavuuden seurantatutkimus

Follow-up study on the impacts of agri-environment measures

Katri Rankinen[1], Jyrki Aakkula[2], Petri Ekholm[1], Mikko Kuussaari[1] ja Tapio Salo[2]

[1] Suomen ympäristökeskus
[2] Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus

Maatalouden ympäristötuen vaikuttavuuden seurantatutkimuksen kuvaus

Maatalouden ympäristöpolitiikan ytimessä on vuodesta 1995 saakka ollut EU:n osittain rahoittama ympäristötuki. Nykyinen ympäristötuki kuuluu yhtenä toimenpidekokonaisuutena Manner-Suomen maaseudun kehittämisohjelmaan (2007–2013), joka sekä itsessään että taustalla olevien EU-säädösten kautta edellyttää toteutettavien toimenpiteiden vaikutusten seurantaa. Osa tätä seurantaa on maa- ja metsätalousministeriön sekä osittain myös ympäristöministeriön rahoittama Maatalouden ympäristötuen vaikuttavuuden seurantatutkimus (MYTVAS 3), jota toteutetaan vuosina 2008–2013. Seurantatutkimuksen tekemisestä vastaa yhteenliittymä, jota koordinoi Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus (MTT) ja johon kuuluvat myös Suomen ympäristökeskus (SYKE), Helsingin yliopisto (HY) ja Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos (RKTL).

MYTVAS 3 -seurantatutkimuksen tavoitteena on selvittää, miten ympäristötuella ja sen eri toimenpiteillä on kyetty vaikuttamaan maatalousympäristön tilaan, minkälaisia vaikutuksia ympäristötuella on ollut maatalouden harjoittamisen edellytyksiin ja miten ympäristötukea pitäisi kehittää, jotta sen vaikuttavuus lisääntyisi. Seuranta keskittyy erityisesti ympäristötuen vaikutuksiin maatalouden vesistökuormitukseen ja luonnon monimuotoisuuteen.

Ominaisvaikutukseltaan vesistöjen ravinnekuormituksen vähentämisen potentiaalisimmat toimenpiteet ovat peltokasvien lannoitus ja luonnonhoitopellot –perustoimenpiteet sekä kasvipeitteisyyteen ja lannoitukseen liittyvät lisätoimenpiteet. Maatalousluonnon monimuotoisuuden kannalta ominaisvaikuttavuudeltaan parhaimmat toimenpiteet löytyvät erityistukisopimusten joukosta (perinnebiotooppien hoito, luonnon ja maiseman monimuotoisuuden edistäminen, luonnonmukainen tuotanto, alkuperäisrotujen kasvattaminen, alkuperäiskasvien viljely) sekä ei-tuotannollisista investoinneista (kosteikkojen perustaminen, perinnebiotooppien peruskunnostus). Luonnon monimuotoisuuden osalta perus- ja lisätoimenpiteiden ominaisvaikuttavuus on vaatimaton, mitä jonkin verran paikkaa niiden laaja-alainen toteutus. Maiseman kannalta pelkkä viljelyn jatkuminen on ominaisvaikuttavuudeltaan merkittävä tekijä.

Tulokset

Seurantatulokset osoittavat, että maatalouden ravinnekuormituspotentiaali ravinnetaseilla mitattuna on jatkuvasti vähentynyt sekä typen että erityisesti fosforin osalta. Tämä on laskenut maan liukoisen fosforin pitoisuutta sekä fosforikuormitusta Itämereen. Typpikuormitus sen sijaan vaikuttaa olevan nousussa. Ravinnekuormituspotentiaalin väheneminen on ennen kaikkea keinolannoitteiden käytön alenemisen ansiota. Sen sijaan on viitteitä siitä, että kotieläintuotantokeskittymissä lannasta huuhtoutuvat ravinteet ovat muodostumassa aiempaa suuremmaksi ongelmaksi. Maatalouden ravinnekuormituksen perusongelma onkin kotieläintuotannon ja kasvintuotannon eriytyminen toisistaan, mikä on heikentänyt ravinteiden käytön tarkoituksenmukaisuutta. Erityisesti nurmiviljelyn ravinnetalous toimii heikosti.

Suurin uhka luonnon monimuotoisuudelle aiheutuu maisemarakenteen kehityksestä, jonka tyypillisin piirre on varsinaisen viljelykäytön ulkopuolella olevien avoimien tai puoliavoimien alueiden väheneminen. Peltosaarekkeiden ja erilaisten reuna-alueiden raivaaminen sekä viljelyalan lisäämiseen tähtäävät ojitustoimenpiteet ja kaikkinainen peltokuvioiden rationalisointi pienentävät juuri niitä alueita, jotka ovat tärkeimpiä maatalousluonnon monimuotoisuuden kannalta. Seurantatutkimuksen toimenpidekohtaiset tulokset kuitenkin osoittavat, että monimuotoisuushyötyjä on kyetty paikallisesti saavuttamaan siellä, missä toimenpiteitä on toteutettu riittävässä laajuudessa (perinnebiotoopit, kosteikot, suojavyöhykkeet, viherkesannot/luonnonhoitopellot).

Ympäristötuki ei ole vaikuttanut haitallisesti maatalouden harjoittamisen edellytyksiin. Rikkakasvit tai niiden torjuntaan käytettävät torjunta-aineet eivät kummatkaan aiheuta rikkakasvien lievästä runsastumisesta huolimatta sellaisia ongelmia, joiden takia tarvittaisiin muutoksia ympäristötuen toimenpiteiden sisältöön. Ympäristötuen lannoitusrajojen noudattamisella ei puolestaan näytä olleen juuri vaikutusta sadon laatuun. Myöskään sadon määrään ympäristötuen lannoitusrajojen noudattamisella ei ole ollut sanottavaa vaikutusta.

Aina ei ole mahdollista osoittaa, että tietyt kehityskulut ovat seurausta nimenomaan nykyisestä ympäristötukijärjestelmästä ja sen toimenpiteiden soveltamisesta. Viive toimenpiteen ja havaitun vaikutuksen välillä on usein pitkä ja syy-seuraussuhteet monimutkaisia sekä osin tuntemattomia. Lisäksi muu maatalouspolitiikka sekä markkinoilla tapahtuvat muutokset vaikuttavat maatalousympäristön tilaan joko suorasti tai epäsuorasti.

Yleisenä johtopäätöksenä voidaan todeta, että ympäristötuen tavoitteet, toimenpiteet ja tukitasot pitää enenevässä määrin sovittaa ja räätälöidä alueellisesti, tuotantosuunta- ja tilakohtaisesti, koska maatalousympäristön tila ja yhteiskunnan tarpeet vaihtelevat huomattavasti alueittain. Jotta tähän päästään, pitää kaikille ympäristötuessa mukana oleville tiloille laatia tilakohtainen ympäristönhoitosuunnitelma, jossa kartoitetaan tilan luontoarvot sekä merkittävimmät ympäristöriskit ja jossa lisäksi arvioidaan, mitkä ympäristötuen toimenpiteet parhaiten edistäisivät kyseisellä tilalla luontoarvojen säilymistä ja ympäristöriskien hallintaa. Myös ympäristötuen vaikuttavuuden seurantaa on kehitettävä. On huolehdittava siitä, että ominaisvaikuttavuudeltaan merkittävimmiksi arvioidut toimenpiteet saadaan tämänhetkistä kattavammin seurannan piiriin. Lisäksi huomiota on kiinnitettävä seurantaa tukevien tietoaineistojen kehittämiseen. Kaikki alan toimijat on velvoitettava toimittamaan sekä myytyjen lannoitevalmisteiden sisältämät ravinnemäärät että maaperäanalyysien tulokset yhteiseen tietokantaan, jota hallinnoi erikseen sovittava viranomaistaho.

Kirjallisuus

Jyrki Aakkula, Tarja Manninen ja Minna Nurro 2010. Maatalouden ympäristötuen vaikuttavuuden seurantatutkimus (MYTVAS 3) – Väliraportti. 145 p. http://www.mmm.fi/fi/index/julkaisut.html

Märkyyden ilmaiseminen maannosnimien avulla

Expression of wetness with soil names

Markku Yli-Halla
Maaperä- ja ympäristötiede, PL 27, 00014 Helsingin yliopisto

Viljelymaamme ovat märkiä suurimman osan vuodesta. Pelloistamme on salaojitettuja 60 %, avo-ojitettuja 26 % ja vain 14 %:n osuutta, lähinnä erilaisia moreenimaita, viljellään ojittamatta. Savi- ja hiesumaat ovat yleisväriltään harmaita, samoin karkeiden kivennäismaiden syvemmät horisontit. Harmaus osoittaa maan olevan pitkiä aikoja vuodesta veden kyllästämä ja pelkistyneessä tilassa (”reducing conditions”) [1], jolloin maakokkareita verhoava ruskeana (hydr)oksidina saostunut kolmiarvoinen rauta on pelkistynyt ja (hydr)oksidit ovat liuenneet. Rautahydroksidia voi saostua uudestaan hapellisissa kohdissa. Savimaillemme on tyypillistä, että kokkareiden ulkopinnat ovat harmaita ja sisäosat harmaan- ja ruskeankirjavia. Tämä ”stagnic colour pattern” [1] osoittaa kokkareiden sisäosien olevan hapellisia, mutta ulkopinnat ovat pitkiä aikoja pelkistyneessä tilassa, mikä on ylhäältäpäin tulevan veden aiheuttamaa. Karkeiden kivennäismaiden ruskeasta yleisväristä huolimatta niissäkin näkyy pelkistymisen merkkeinä vaaleita laikkuja vanhojen juurikanavien ympärillä, jossa orgaanisen aineksen mikrobiologinen hajoaminen on johtanut pelkistyneisiin oloihin. Liuennut rauta saostuu usein rengasmaisesti vähän matkan päähän juurikanavasta.

Monesti hietaisen muokkauskerroksen alla on savinen pohjamaa. Näille maille on tyypillistä se, että savi- ja hietamaan rajavyöhyke on pitkiä aikoja veden kyllästämä, kun sade- ja sulamisvedet suotautuvat hiedan läpi mutta eivät pääse imeytymään savimaahan. Ilmiö näkyy hapettuneiden ja pelkistyneiden kohtien mosaiikkina, jossa ruosteenruskeat ja vaaleammat kohdat vuorottelevat. Näilläkin mailla havaitaan siis ”stagnic colour pattern”.
Mailla, joissa on korkea pohjavesi, muokkauskerroksen alapuolella maakokkareiden pinnat ovat kokonaan ruosteen verhoamia. Kokkareiden sisäosat ovat pelkistyneessä tilassa, mistä kertoo yhtenäinen harmaa väri (”gleyic colour pattern”) [1]. Turve- ja multamaat ovat märkiä maita jo syntytapansakin perusteella.
Kansainvälisen Maaperätieteiden Seurojen Liiton (IUSS) toimesta laaditussa World reference base for soil resources –luokittelujärjestelmässä (WRB) [1] on 32 pääluokkaa (”reference groups”). Niistä ainakin seuraavat meillä kysymykseen tulevat kuvastavat märkää maata (kriteerit yleispiirteisesti):

- Histosols: vähintään 40 cm paksuinen eloperäisen aineksen kerros
- Gleysols: pelkistyneet olot ja ”gleyic colour pattern” vähintään 30 cm paksuisessa kerroksessa, jonka yläraja on lähempänä kuin 25 cm päässä maan pinnasta
- Stagnosols: pelkistyneet olot ja ”stagnic colour pattern” lähempänä kuin 50 cm päässä maan pinnasta
- Planosols: karkean pintamaan alla savinen pohjamaa. Maalajirajalla pelkistyneet olot ja ”stagnic colour pattern” vähintään 5 cm paksuisessa kerroksessa ja/tai huuhtoutunut vaalea horisontti (”albic horizon”)

Jos märkyys on vähemmän leimallinen piirre, se voidaan ilmaista myös attribuuteilla. Maannosnimen eteen tulevista attribuuteista (”prefix”) mainittakoon seuraavat:

- Histic: 10 – 39 cm:n paksuinen eloperäisen aineksen kerros
- Gleyic: pelkistyneet olot ja ”gleyic colour pattern” vähintään 25 % maan tilavuudesta 0-100 cm:n syvyydellä kivennäismaan ylärajasta laskettuna.
- Stagnic pelkistyneet olot ja ”stagnic colour pattern” vähintään 25 % maan tilavuudesta 0-100 cm:n syvyydellä kivennäismaan ylärajasta laskettuna.

Pääluokan jälkeen tulevista attribuuteista (”suffix”) märkyyttä ilmaisevat:

- Drainic: ojitettu maa; pinnalla eloperäisen aineksen kerros (paksuus vähintään 10 cm)
- Oxyaquic: maa on ajoittain hapekkaan veden kyllästämä; ”stagnic/ gleyic color pattern” –väritystä ei havaittavissa

Suomesta laaditussa 1:1000 000 –mittakaavaisessa maannoskartassa, joka on liitetty osaksi Euroopan maaperäkarttaa ja tietokantaa [2], vain turvemaiden maannosnimi Histosols (29 % pinta-alasta) ja liejuisten maiden nimi Gleysols (2 %) kertovat maan märkyydestä. Savimaiden nimi Vertic Cambisol ei ilmaise märkyyttä, eivät myöskään karkeampien kivennäismaiden maannosnimet Eutric/Dystric Cambisol tai podsoloituneiden maiden Haplic Podzol. Samaa nimeämiskäytäntöä on jatkettu tuoreessa 1:250 000 –mittakaavaisessa maannostietokannassamme [3]. Maannosluokista Stagnosol tai Planosol eivät ole meillä lainkaan käytössä, vaikka molempia esiintyy yleisesti Kaakkois-Norjassa, jossa olosuhteet ovat pitkälti samanlaiset kuin Etelä-Suomen savikkoalueilla.

WRB-järjestelmän [1] ja Soil Taxomomy -järjestelmän [4] mukaan suomalaisille maille annettujen nimien välillä vallitsee ristiriita. Amerikkalaiset kollegat ovat epäröimättä olleet sitä mieltä, että savimeidemme kosteustila edustaa huomattavaa märkyyttä (”aquic moisture regime”). Savimaidemme maannosnimessä märkyys ilmaistaan jo toiseksi korkeimmalla luokittelutasolla (suborder): Typic/Vertic Cry**aqu**ept, ja karkeiden kivennäismaiden nimessä märkyys tulee yleensä esiin vähemmän korostuneesti vasta neljännellä luokittelutasolla (subgtoup): **Aquic** Dystrocryepts [5,6].

EUssa muodostetaan käsitys Suomen maaperästä ja osittain myös maataloutemme tuotanto-olosuhteista 1:1000 000 –mittakaavaisen kartan ja tietokannan [2] perusteella. Peltojemme luontaista märkyyttä koskevan tiedon puuttuminen tietokannasta voi olla kohtalokasta määriteltäessä epäedullisia maatalousalueita (LFA), sillä niiden rajauksessa käytetään tulevaisuudessa ilmastotietojen ohella myös maaperätietoja. Maan märkyys on yksi EUn tunnustamista viljelyrajoitteista, mistä syystä se pitäisi pystyä esittämään kansainvälisesti ymmärrettävällä tavalla maaperätieteen vakiintunutta terminologiaa käyttäen. Maannosnimiämme koskevan, jonkin verran kenttätöitä ja huolellista dokumentaatiota vaativan päivitystyön lähtöhypoteesit ovat seuraavat:

- Osa savimaistamme siirretään Cambisols –luokasta **Stagnoso**ls –luokkaan
- Cambisol-luokkaan jäävien savimaiden nimeen (nykyisin Vertic Cambisols) lisätään märkyyttä ilmaisevia attribuutteja: Vertic **Endogleyic Stagnic** Cambisols
- Maat, joissa pintamaana on hieta ja pohjamaana savi, siirretään Cambisols-luokasta **Planosols**-luokkaan.

[1] FAO, 2006. World reference base for soil resources 2006. A framework for international classification, correlation and communication. *FAO Soils Bulletin* 103. 128 s.
[2] European Soil Bureau 1998. Soil geographical data base of Europe, at scale 1:1000 000.
[3] Lilja, H., Uusitalo, R., Yli-Halla, M., Nevalainen, R., Väänänen, T. & Tamminen, P. 2009. Suomen maannostietokanta. Käyttöopas versio 1.0. *MTT Tiede* 6. 77 s.
[4] Soil Survey Staff, 2010. *Keys to Soil Taxonomy,* 11th Ed. USDA. 337 s.
[5] Mokma, D.L., Yli-Halla, M., Wilding, L.P. & Drees, R. 2009. Cryaqualfs in Southern Finland. *Soil Survey Horizons* 50: 58-61.
[6] 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.

Maaperän vesi säätelee pintavalutuskentän N_2O-dynamiikkaa ja kasvillisuusmuutosta

The vadose water as regulator of N_2O-dynamics and vegetation change in peatland buffer

Päivi Saari[1, 2], Sanna Saarnio[3, 4] ja Jukka Alm[2]

[1]Etelä-Pohjanmaan elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus, Torikatu 40B, 67100 Kokkola
[2]Metsäntutkimuslaitos, Yliopistokatu 6, PL 68, 80101 Joensuu
[3]Joensuun yliopisto, Biotieteiden tiedekunta, PL 111, 80101 Joensuu
[4]Suomen ympäristökeskus & Ekologian tutkimusinstituutti, PL 111, 80101 Joensuu

Johdanto

Metsänkäsittelytoimissa vapautuvien ravinteiden ja kiintoaineen pidättämiseksi perustetaan pintavalutuskenttiä valuma-alueen ja vesiä vastaanottavan vesistön välille. Ohjattaessa vedet pintavalutuskentälle alueen pohjaveden (vajovesi) taso nousee, mikä vaikuttaa mikrobien ja kasvillisuuden olosuhteisiin (1, 2). Muutokset mikrobiyhteisössä vaikuttavat edelleen maaperän typen kiertoon, missä nitrifikaatio- ja denitrifikaatioprosessien seurauksena vapautuu tai sitoutuu dityppioksidia (N_2O). Denitrifikaatiota tapahtuu hapettomissa olosuhteissa ja N_2O vapautuu prosessin sivutuotteena (esim. 3).

$$NO_3^- \rightarrow NO_2^- \rightarrow NO \rightarrow N_2O \rightarrow N_2$$

N_2O on sivutuote myös nitrifikaatiossa, jota tapahtuu hapellisissa olosuhteissa (esim. 3). Nitrifikaation päätuotteet ovat nitraatti (NO_3^-) ja nitriitti (NO_2^-), joita tarvitaan denitrifikaatiossa.

$$\begin{array}{ccccccc} & & N_2O & & & & \\ & & \uparrow & & & & \\ NH_3 & \rightarrow & NH_2OH & \rightarrow & NO_2^- & \rightarrow & NO_3^- \end{array}$$

Metsänkäsittelytoimet lisäävät epäorgaanisen typen huuhtoutumista (esim. 4, 5), joten nitrifikaatio ei ole ulkoisen NO_3^--, NO_2^-- ja NH_3-lähteen vuoksi välttämätöntä denitrifikaatiolle. Tässä tutkimuksessa on tarkasteltu korpeen perustetun pintavalutuskentän vedenpinnan tason muutoksen vaikutusta maaperän mikrobien toimintaan liittyvään dityppioksididynamiikkaan sekä vajoveden vaikutusta kasvillisuuteen.

Aineisto ja menetelmät

Koealueena oli Itä-Suomessa sijaitseva, 1997 perustettu pintavalutuskenttä, jonne ohjattiin valumavesiä laskeutusaltaan kautta. Valuma-alueen eri osissa oli toteutettu erilaisia metsänkäsittelytoimia, kuten hakkuita ja ojituksia. Kentällä on 20 kaasunmittauspistettä ja pohjavesiputkea.

Lumettomana aikana N_2O-virtoja mitattiin suljetun kammion menetelmällä (katso kuvaus lähde 1). Talvisin kaasukonsentraatiot määritettiin lumikerroksen ylä- ja alapuolelta sekä lumigradientista. Kaasunäytteet analysoitiin kaasukromatografilla laboratoriossa. Lannoituskoe suoritettiin laboratoriossa (vesitaso -2 cm) kentän pintaturpeesta kairatuilla

näytteillä (Ø and h 15 cm). Näytteistä poistettiin yhteyttävä kasvillisuus ja näytteet lannoitettiin (1,25, 2,5, 5, 10, 65, 130 kg NH_4NO_3-N ha^{-1} sekä 10 kontrollia). Kaasunäytteet otettiin suljetun kammion (4,2 dm^3) menetelmällä ja analysoitiin kaasukromatografilla.

Kasvilajisto ja sen peittävyys kartoitettiin vuosina 2005-2007 heinäkuussa 1 m^2:n suuruisilta ruuduilta (22 kpl) ja puusto vuosina 2005 ja 2007. Lisäksi määritettiin kenttä- ja pohjakerroksen kasvillisuuden kuivabiomassa ja N-pitoisuus sekä pintaturpeen N-pitoisuus viideltä ruudulta, joista yksi sijaitsi pintavalutuksen ulkopuolella. Puustokartoituksen perusteella laskettiin pintavalutuksen seurauksena kuolleen puuston biomassa sekä N-pitoisuus (katso 6, 7).

Tulokset ja tarkastelu

Pintavalutuskentältä lähtevästä vedestä mitattiin korkeampia N-pitoisuuksia kuin kentälle tulevasta vedestä. Tämä viittaisi siihen, että kentälle ei juurikaan saavu metsänkäsittely-toimien seurauksena vapautuvia ravinnevirtoja ja selittänee kentältä vapautuvan N_2O:n vähäisyyden verrattuna pintavalutuskenttien ravinnelisäkokeissa havaittuihin pitoisuuksiin (8) tai laskennalliseen arvioon suometsien N_2O-virrasta (0,06-28,1 kg N_2O-N ha^{-1} a^{-1}, 9). Korpikentän keskiosissa N_2O-päästöt olivat noin 2,0 kg N_2O-N ha^{-1} a^{-1}, mikä vastaa lannoituskokeessa havaittuja 2,5 kg N ha^{-1} lannoitetason päästöjä. Päästöt ovat luonnontilaisiin korpiin verrattuna alhaiset, sillä korpien keskimääräiset päästöt ovat 6,4 kg N_2O-N ha^{-1} a^{-1} (10). Lannoitekokeessa kuitenkin jo alhaisetkin lannoitemäärät lisäsivät N_2O:n vapautumista. Maastomittauksissa havaittiin, että N_2O:n tuotanto oli suurinta vesitason ollessa syvällä tai vain muutaman cm:n syvyydessä maan pinnasta. Tämä viittaisi N_2O:n vapautumiseen denitrifikaation sivutuotteena lähes hapettomissa oloissa ja nitrifikaatioon hapellisissa oloissa.

Vesitason nousu sääteli pintavalutuskentän kasvillisuusmuutosta ravinnevirtaa enemmän, sillä luhtalajit (esim. korpikastikka, haprarahkasammal ja korpirahkasammal) yleistyivät metsälajien (esim. mustikka, seinäsammal ja metsäkerrossammal) kustannuksella (2). Puuston kuollessa vesitason kohottua myös enemmän valoa pääsi kenttäkerrokseen. Kasvillisuuden merkitys ravinteiden pidätyksessä lienee vähäinen, sillä muutokset biomassassa tai N-pitoisuudessa eivät viitanneet N-pidätyksen lisääntymiseen. Kuolevasta puustosta vapautui ravinteita maaveteen (laskennallisesti 52 kg N, 2). Vesitason nousu säätelee siis tätäkin kautta maaperän ravinnedynamiikkaa ja mikrobeille tarjolla olevan N:n määrää.

Kirjallisuus

[1] Saari, P., Saarnio, S., Saari, V., Heinonen, J. and Alm, J. 2010. Initial effects of forestry operations on N_2O and vegetation dynamics in a boreal peatland buffer. *Plant and Soil* 330:149-162.
[2] Saari, P., Saari, V., Luotonen, H. and Alm, J. 2010. Vegetation change in spruce swamp buffer indicates the active area of water flows from peatland forestry. *Annales Botanici Fennici* 47: in press.
[3] Wrage, N., Velthof, G.L., van Beusichem, M.L. and Oenema, O. 2001. Role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide. *Soil Biology & Biochemistry* 33: 1723-1732.
[4] Nieminen, M. 1998. Changes in nitrogen cycling following the clearcutting of drained peatland forests in southern Finland. *Boreal Environment Research* 3: 9-21.
[5] Piirainen, S., Finér, L., Mannerkoski, H. and Starr, M. 2007. Carbon, nitrogen and phosphorus leaching after site preparation at a boreal forest clear-cut area. *Forest Ecology and Management* 243: 10-18.

[6] Repola, J., Ojansuu, R. and Kukkola, M. 2007. Biomass functions for Scots pine, Norway spruce and birch in Finland. -*Working Papers of the Finnish Forest Research Institute* 53. 28 pp. Available at: http://www.metla.fi/julkaisut/workingpapers/2007/mwp053.htm.
[7] Finér, L. 1989. Biomass and nutrient cycle in fertilized and unfertilized pine, mixed birch and pine and spruce stands on a drained mire. *Acta Forestalia Fennica* 208: 1-63.
[8] Silvan, N., Regina, K., Kitunen, V., Vasander, H. and Laine, J. 2002. Gaseous nitrogen loss from a restored peatland buffer zone. *Soil Biology & Biochemistry* 34: 721-728.
[9] Ernfors, M., von Arnold, K., Stendahl, J., Olsson, M. and Klemedtsson, L. 2007. Nitrous oxide emissions from drained organic forest soils - an up-scaling based on C:N ratios. *Biogeochemistry* 84:219-231.
[10] Alm, J., Shurpali, N.J., Minkkinen, K., Aro, L., Hytönen, J., Laurila, T., Lohila, A., Maljanen, M., Martikainen, P.J., Mäkiranta, P., Penttilä, T., Saarnio, S., Silvan, N., Tuittila, E.-S. and Laine, J. 2007. Emission factors and their uncertainty for the exchange of CO_2, CH_4 and N_2O in Finnish managed peatlands. *Boreal Environment Research* 12: 191-209.

Kipsikäsitellyn peltomaan mururakenteen muutokset ja ilmiön mittaaminen

Quantification of gypsum impact on aggregation of field soils

Liisa Pietola, Ulla Kulokoski

Yara International ASA / Yara Suomi Oy, PL 900, 00181 Helsinki

Abstrakti

Kipsin eli kalsiumsulfaatin ($CaSO_4.2H_2O$) peltolevitys on maanparannusta, jonka tavoitteena on vahvistaa savimaiden eroosiokestävyyttä ja fosforin sitoutumista hiukkaspintojen sähköiseen kaksoiskerrokseen [1]. Kipsi levitetään sulaan maahan, jonne se liukenee ja nostaa maanesteen johtolukua ja kalsiumpitoisuutta. Ionivahvuus lisää maahiukkasten liittymistä toisiinsa, mikä näkyy kipsikäsitellyn maan valumaveden kirkkautena. Vähäinen sameus viittaa kestäviin muruihin ja eroosiokestävyyteen. Kipsikäsittelyn aiheuttamat mikroluokan murut ovat kuitenkin niin pieniä, etteivät millimetrin luokan murujen vedenkestävyyden testaukset pysty ilmiötä luotettavasti osoittamaan.

Ilmiön mittaamiseen liittyviä ongelmia havainnollistetaan kahdella eri muruanalyysi-menetelmällä ja –aineistolla. Tulokset edustavat maanäytteitä 0-5 cm:n syvyydeltä vuosilta 2009-2010 Kotkaniemen kenttäkokeesta ja TEHO-tilakokeista. Kohteet olivat savimaita, joille kipsi levitettiin syksyllä 2008 ennen mahdollista syysmuokkausta.

Koekentälle levitettiin 0, 2, 4 tai 6 tn/ha kosteaa kipsiä ja levityksen jälkeen maa joko kynnettiin, sänkimuokattiin tai jätettiin sängelle. Murujen kestävyys mitattiin mm. 3.5-5 mm fraktiosta (4 g 0.05 mm: n seulalle, 1 min seisotus vedessä, seulonta etanolissa 15 s, kuivattu jäännös seulottu seulasarjan läpi, 2, 1, 0.5, 0.2, 0.1, 0.05 mm). Veden sameus ja johtokyky mitattiin uuttosuhteella 1:5. Vaikka maanesteen johtokyky nousi kipsikäsitellyllä, kestävien murujen osuus ei erottunut vastaavasti. Muruanalyysi erotti kuitenkin selkeästi maan muokkauksen väliset erot: Sänkimaan murut olivat kestävimpiä riippumatta kipsitasosta ja kynnetyn maan murut pysyivät heikoimpina. Murujen kestävyyden parantuminen kipsin vaikutuksesta näkyi vain sänkimuokatussa maassa.

TEHO-tilojen pelloille levitettiin 4 tn/ha kipsiä (kosteus noin 15%). Muruanalyysi (1-2 mm fraktio, 1 g seulottu 1 mm:n seulalla 1 min vedessä, jäännös seulottu 0,05 M NaOH:lla = vedenkestävät murut) ei ilmentänyt maan rakenteen ja murujen kestävyyden paranemista kipsin vaikutuksesta kuten ionivahvuus tai sameus.

Aineistojen mukaan johtokyky tai sameus saattaa olla parempi indikaattori eroosioherkkyyden mittaamiselle kuin varsinainen murujen vedenkestävyyden analyysi. Esimerkiksi eroosiomalleissa valumaveden sameus voi siten olla luotettavampi parametri kuin varsinainen murujen kestävyyden indeksi. Mikäli murut ovat parantuneet mikrobiologisen aktiivisuuden seurauksena, perinteiset analyysit indikoivat murujen kestävyyttä todennäköisesti paremmin kuin ionivahvuuden aiheuttamia maan rakenteen muutoksia. Tämän osoitti muruanalyysin selkeä kyky mitata maanmuokkauksen vaikutus murujen vedenkestävyyteen.

[1] http://www.yara.fi/about/research/trap_tutkimusprojekti/index.aspx

Kipsi vähensi fosforikulkeumia peltovaluma-alueella

Gypsym reduced phosphorus losses from a cultivated catchment

Petri Ekholm[1], Liisa Pietola[2], Pasi Valkama[3], Jouni Lehtoranta[1]

[1] Suomen ympäristökeskus, Pl 140, 00251 Helsinki
[2] Yara Suomi Oy, PL 900, 00181 Helsinki
[3] Vantaanjoen ja Helsingin seudun vesiensuojeluyhdistys ry, Asemapäällikönkatu 12 B, 00520 Helsinki

Tiivistelmä

Peltoviljelyn ympäristötoimien teho rehevöitymisen vähentäjänä on usein epäselvä. Esimerkiksi laajalti sovellettu muokkauksen keventäminen vähentää tehokkaasti maahiukkasiin sitoutuneen fosforin kulkeutumista, mutta lisää liuenneen fosforin huuhtoutumista. Toisaalta ensiarvoisen tärkeä lannoituksen ja lannan käytön kontrollointi korkean fosforitilan lohkoilla alentaa fosforikuormitusta vain hitaasti. Viime vuosina onkin tutkittu erilaisia fosforia sitovia aineita vesiensuojelutavoitteiden nopeuttamiseksi.

Trap-hankkeessa testattiin Yara Suomen Siilinjärven tehtailta peräisin olevan kipsin ($CaSO_4 \cdot H_2O$) vaikutusta fosforikuormitukseen. Nurmijärvellä Nummenpään kylässä sijaitsevan valuma-alueen (2,45 km^2, peltoja 41 %, metsää 44 %) pelloille levitettiin kipsiä 4 t/ha sadonkorjuun jälkeen syksyllä 2008. Valumaveden laatua seurattiin kahdella havaintoasemalla automaattisin veden laadun sensorein (mm. sameus ja sähkönjohtavuus) ja perinteisellä näytteenotolla (mm. ravinteet, ionit) ennen ja jälkeen kipsin levityksen. Tuloksia verrattiin fosforikulkeumiin läheisellä valuma-alueella, jossa kipsiä ei käytetty. Lisäksi kipsistä liukenevan sulfaatin vaikutusta pohjasedimenttien kykyyn sitoa fosforia selvitettiin laboratoriokokein.

Valumaveden sameus aleni välittömästi kipsin levityksen jälkeen ja pysyi aiempaa alempana kahden seuraavan vuoden ajan. Sameus korreloi voimakkaasti laboratoriossa määritetyn maahiukkasiin sitoutuneen fosforin pitoisuuden kanssa. Kipsin vaikutusta fosforikulkeumiin arvioitiin kovarianssimallilla, jonka mukaan kipsi olisi alentanut maahiukkasiin sitoutuneen fosforin kulkeumaa 60 prosentilla, liuenneen fosforin huuhtoutumista noin kolmanneksella ja kokonaisfosforikulkeumaa kaiken kaikkiaan 54 prosentilla.

Sulfaatin ja kalsiumin huuhtoutuminen kasvoi kipsin lisäyksen jälkeen voimakkaasti, magnesiumin lievemmin. Alle puolet kipsin sulfaatista huuhtoutui levitystä seuraavien kahden vuoden aikana. Viljavuusanalyysin mukaan kipsi ei vaikuttanut maan helppoliukoisen fosforin, kalsiumin, magnesiumin tai kaliumin pitoisuuteen. Maanesteen suolapitoisuus kasvoi, mikä todennäköisesti vähensi saveshiukkasten eroosioalttiutta ja vähensi liuenneen fosforin huuhtoutumista. Menetelmän vesiensuojelullinen riski liittyy sulfaatin huuhtoutumiseen, mikä järvissä voi lisätä rehevöitymistä.

Talvisen tulvan ja roudan vaikutuksia männyn kasvuun ja fysiologiaan

Effects of wintertime flooding and soil frost on the growth and physiology of pines

Marja Roitto[1], Aifang Wang[1], Sirkka Sutinen[1], Tarja Lehto[2], Jukka Alm[1] ja Tapani Repo[1]

[1]Metsäntutkimuslaitos Joensuu, PL 68, 80101 Joensuu
[2]Metsätieteiden osasto, Itä-Suomen yliopisto, PL 111, 80101 Joensuu

Johdanto

Ilmastonmuutosennusteiden mukaan boreaalisen vyöhykkeen talviaikainen keskilämpötila kohoaa ja sadanta lisääntyy. Maaperää suojaavan lumipeitteen oheneminen voi lisätä juuriston pakkasvaurioita. Myös talviaikainen maaperän märkyys voi lisääntyä ja tulvien todennäköisyys kasvaa. Tulva heikentää maan happitilannetta, mikä edelleen voi vaikuttaa haitallisesti puiden juuristoon ja kasvuun.

Tutkimuksessamme selvitämme roudan ja tulvasta aiheutuvan happivajeen vaikutuksia männyn kasvuun ja fysiologiaan.

Aineisto ja menetelmät

Teimme tämän tutkimuksen Joensuussa Metlan ja Itä-Suomen yliopiston juuristolaboratoriossa. Käytössämme oli neljä juuristokammiota eli dasotronia, joissa kussakin oli neljä polyeteeniruukkua (0,46 m^3) [1]. Dasotroneissa voidaan säädellä ilman ja maan oloja toisistaan riippumatta. 4-vuotiaat männyn taimet kaivoimme keväällä ennen kasvuun lähtöä metsän uudistusalalta ja istutimme ruukkuihin. Kasvualustana käytimme taimien kasvupaikalta seulottua mineraalimaata sekä noin 5 cm:n humuskerrosta. Kokeen eri vaiheet on esitetty taulukossa 1. Taimien kuusi viikkoa kestänyt tulvitus tapahtui lepokauden aikana, jolloin ruukut täytettiin järvivedellä. Eri käsittelyt olivat:

1. routa + tulva
2. routa+ei-tulva
3. sula+tulva
4. sula+ei-tulva

Taulukko 1. Juuristokammioiden olosuhteet kokeen aikana.

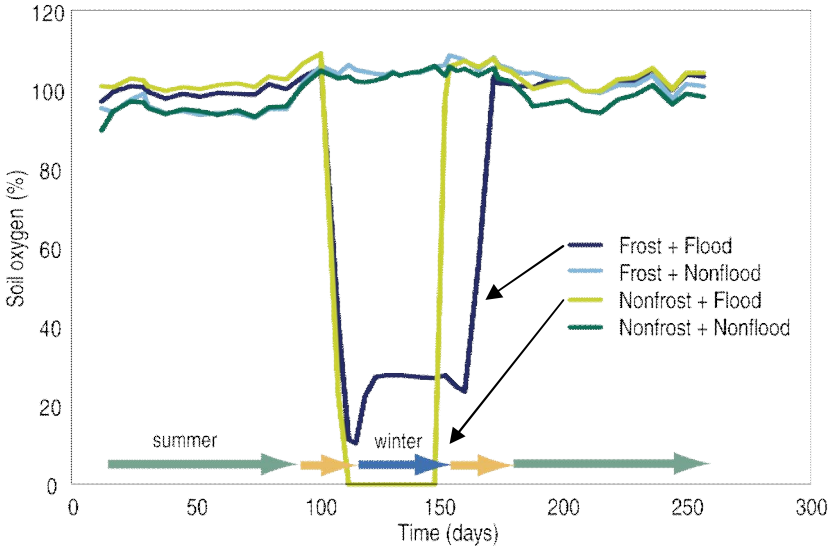
	Kasvukausi I		Talvi	Kasvukausi II	
Kesto (viikkoa)	9	3	3+6+4[1]	9	3
Valovuon tiheys (µmol m^{-2} s^{-1})	350	200	200	350	200
Valojakso (päivä/yö) h	18/6	6/18	6/18	18/6	6/18
Ilman lämpötila (päivä/yö) ºC	20/15	20/15	4/2	20/15	20/15
Maan lämpötila ºC	15	15		15	15
- routa			- 2		
- sula			+2		

[1]*Talveen siirryttiin vähitellen kolmen viikon aikana ja talven jälkeen muutos kesään kesti neljä viikkoa.*

Kokeen aikana maaperän kosteus- ja lämpötilaoloja seurattiin jatkuvasti ja maaperän happitilannetta 1-2 kertaa viikossa. Taimien runkojen nestevirtausta mitattiin runkoon kiinnitettyjen antureiden avulla. Taimista kerättiin neulasnäytteitä vesipotentiaalin, klorofyllin pitoisuuden ja fluoressenssin, liukoisten sokereiden ja tärkkelyksen, typen ja hiilen sekä neulasten impedanssien määrityksiin yhdeksänä eri ajankohtana. Fotosynteesiä mitattiin käsittelyitä seuraavan kasvukauden aikana. Kokeen lopussa mitattiin taimien biomassat.

Tulokset ja tarkastelu

Maaperän happitilanne huononi nopeasti tulvakäsittelyiden alussa (Kuva 1). Tulvakäsittelyn jälkeen happipitoisuus nousi jälleen. Maaperän hapettomat olot eivät kuitenkaan olleet erityisen haitallisia lepotilassa oleville männyn taimille, jotka kaikki selvisivät käsittelyistä.



Kuva 1. Hapen kyllästysaste juuriastioiden maaperässä erilaisissa tulva- ja routakäsittelyissä. Flood= tulva ja Frost=routa.

Sillä, oliko maaperä jäätynyt vai ei, näytti olevan selviä vaikutuksia männyn neulasten fysiologiaan. Routakäsittely alensi neulasten klorofyllin fluoressenssia (F_v/F_m) sekä vesipotentiaalia. Käsittelyä seuraavan kasvukauden aikana routapuiden neulasten tärkkelyspitoisuudet olivat kohonneet verrattuna sulassa maassa talvehtineisiin puihin. Routakäsittely aiheutti ilmeisesti muutoksia sekä kasvien vesitaloudessa että yhteyttämistuotteiden kuljetuksessa, mikä voi viitata juuristovaurioihin Sen sijaan fotosynteesin tehokkuudessa ei ollut eroja käsittelyiden välillä. Routaruukuissa kasvaneiden männyn taimien uusien neulasten biomassa jäi kuitenkin noin 25% alhaisemmaksi kuin sulassa maassa talvehtineiden.

Kirjallisuus

[1] Finér, L., Aphalo, P., Kettunen, U., Leinonen, I., Mannerkoski, H., Öhman, J., Repo, T. and Ryyppö, A. 2001. The Joensuu dasotrons: A new facility for studying shoot, root, and soil processes. *Plant and Soil* 231: 137-149.

Korkean pohjaveden vaikutus happamalta sulfaattimaalta purkautuvan valumaveden happamuuteen lysimetrikokeessa

High water table affects the discharge water of AS soil in a lysimeter study

Seija Virtanen[1], Asko Simojoki[1] ja Markku Yli-Halla[1]
Maaperä- ja ympäristötiede, Helsingin yliopisto, PL 27 (Latokartanonkaari 11), 00014 Helsingin yliopisto

Johdanto

Happamilta sulfaattimailta purkautuu happamia runsaasti metalleja sisältäviä valumavesiä. Tähän on syynä maassa olevien sulfidien hapettuminen rikkihapoksi ja maan happamoituminen, joka lisää alumiinin liukoisuutta ja kiihdyttää rapautumista. Peltojen kuivatus edistää hapen diffuusiota maahan ja nopeuttaa hapettumista [1,2]. Purkuvesien laadun parantamiseksi on ehdotettu pohjaveden korkeuden nostamista, jolloin veden alla olevissa kerroksissa maan sulfidien hapettuminen estyisi ja maa alkaisi pelkistyä. Trooppisissa oloissa pohjaveden korkeuden nostaminen merivedellä on pienentänyt valumavesien happamuutta [3]. Suomessa säätösalaojituksen vaikutusta valumaveden happamuuteen on tutkittu kenttäkokeilla, mutta vaikutukset ovat olleet pieniä, koska pohjaveden korkeutta ei ole kyetty pitämään halutussa korkeudessa [4,5]. Tämän tutkimuksen tarkoituksena oli tutkia jatkuvasti korkealla pysyvän pohjaveden vaikutusta valumaveden laatuun pohjoisissa oloissa. Hypoteesina oli, että valumaveden laatu paranee pohjaveden nostamisen seurauksena. Tutkimus toteutettiin lysimetrikokeena Helsingin yliopistossa.

Materiaalit ja menetelmät

Lysimetrit koostuvat happamasta sulfaattimaasta otetusta 80 cm korkeasta monoliitista ja sen päällä olevasta 20 cm:n paksuisesta muokkauskerroksen maasta, joka on otettu tavanomaiselta pellolta. Monoliitit sisältävät hapettuneen ja pelkistyneen maakerroksen [6] ja ne on kaivettu Helsingin yliopiston Viikin tutkimustilan pelloilta. Lysimetreissä kasvaa ruokohelpi. Kokeessa on kaksi erilaista vedenkorkeuskäsittelyä, matala (LWC) ja korkea pohjavesi (HWC). LWC:ssä maa saa vapaasti kuivaa pelkistyneeseen kerrokseen saakka ja HWC:ssä koko happaman sulfaattimaan monoliitti muokkauskerrokseen asti on veden alla. Molemmista käsittelyistä on neljä kerrannetta. Näiden lisäksi kokeessa on kaksi kasvitonta korkean pohjaveden lysimetriä. Kokeen olosuhteet on järjestetty vastaamaan pellon ilmasto-olosuhteita. Lysimetrit on sijoitettu ulos, mutta maanpintaa lukuun ottamatta alemmat maakerrokset on eristetty jäätymiseltä ja kesällä ne on suojattu auringon paisteelta. Lysimetrejä kastellaan keinosadevedellä keskimääräisen kuukausisadannan mukaisilla vesimäärillä, jonka lisäksi on järjestetty neljä rankkasadesimulointia. Maan ominaisuuksista redox-potentiaalia, kosteutta, sähkönjohtavuutta ja lämpötilaa mitataan jatkuvatoimisesti. Huokos- ja valumaveden koostumus, pH, asiditeetti ja sähkönjohtokyky määritetään intensiivisesti kasvukauden aikana ja kerran kuukaudessa talvisin. Kasvihuonekaasuemissioita on mitattu suljetuilla kammioilla kasvukaudella 2010. Koe aloitettiin elokuun lopussa 2008 ja se jatkuu vuoden 2010 loppuun.

Tulokset

Huokosveden pH pysyi matalana ja laski entisestään LWC:ssä, kun taas HWC:ssä maan pH arvot nousivat, esim. happamimmassa kerroksessa kokeen alkutilanteen pH arvon 3,6 arvoon 4,8. LWC:ssä hapettuneet maakerrokset pysyivät hapettuneina, mutta HWC:ssä nämä kerrokset pelkistyivät. Kasvittomassa koejäsenessä pelkistyminen oli hidasta. Pelkistynyt pohjamaa alkoi hapettua LWC:ssä, mutta HWC:ssä maa pysyi pelkistyneenä. LWC:ssä valumaveden alumiinipitoisuudet olivat satakertaisia HWC:n valumaveden pitoisuuksiin

verrattuna. Valumaveden rautapitoisuudet nousivat korkeiksi HWC:ssä pelkistymisen seurauksena ja asiditeetti pysyi tasaisen korkeana (6.3 mmol H^+/l) koko kokeen ajan. Valumaveden asiditeetti oli LWC:ssä normaalisadetilanteiden aikana samaa suuruusluokkaa kuin HWC:ssä, mutta valumahuippujen aikana asiditeetit kasvoivat HWC:n arvoja suuremmaksi. Typpioksiduulipäästöt olivat HWC:ssä ja LWC:ssä samaa suuruusluokkaa.

Johtopäätökset

Pohjaveden nostaminen aiheutti huokosveden pH arvojen nousun ja veden alle jääneiden maakerrosten pelkistymisen. Kasvittomissa lysimetreissä pelkistyminen oli hidasta, mikä ilmentää mikrobiologisen katalyytin merkitystä redox-reaktioissa. Koska alumiinin liukoisuus ja rapautumisnopeus pienenevät, kun maan pH nousee, koekäsittelyjen väliset pH-erot ovat todennäköisesti syynä HWC:n pieniin ja LWC:n suuriin alumiinipitoisuuksiin valumavedessä. Normaalia kuivatuskäytäntöä simuloitiin kokeessa LWC:llä. Valumaveden asiditeetin maksimiarvot esiintyivät valumahuippujen aikana, mikä on havaittu myös happamia sulfaattimaita sisältävillä valuma-alueilla Suomessa [7,8]. HWC:ssä valuman asiditeetti pysyi tasaisen korkeana, kun taas LWC:ssä asiditeetin maksimiarvot olivat suurempia kuin vastaavat arvot HWC:ssä. Huoli typpioksiduulipäästöjen kohoamisesta korkean pohjaveden seurauksena kasvillisessa maassa ei saanut tukea tässä tutkimuksessa. Tulokset tukevat hypoteesia, että pohjaveden nostaminen saattaisi parantaa valumaveden laatua pienentämällä happamuushuippuja ja pienentämällä myrkyllisiä alumiinipitoisuuksia happamien sulfaattimaiden valumavesissä.

[1] Boman, A., Fröjdö, S., Backlund K. and Åström, M.E. 2010. Impact of isostatic land uplift and artificial drainage on oxidation of brackish-water sediments rich in metastable iron sulfide. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 74:1268-1281.
[2] Österholm, P. and Åström, M., 2004. Quantification of current and future leaching of sulfur and metals from Boreal acid sulfate soils, western Finland. *Australian Journal of Soil Research* 42:547-551.
[3] Johnston, S.G., Bush, R.T., Sullivan, L.A., Burton, E.D., Smith, D., Martens, M.A., McElnea, A.E., Ahern, C.R., Powell, B., Stephens, L.P., Wilbraham, S.T. and van Heel, S. 2009. Changes in water quality following tidal inundation of coastal lowland acid sulfate soil landscapes. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 81:257-266.
[4] Joukainen, S. and 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 & Environment* 95:297-309.
[5] Åström, M., Österholm, P., Bärlund, I. and Tattari, S. 2007. Hydrochemical effects of surface liming, controlled drainage and lime-filter drainage on boreal acid sulfate soils. *Water Air and Soil Pollution* 179:107-116.
[6] Mokma, D.L., Yli-Halla, M. and Hartikainen, H. 2000. Soils in a young landscape on the coast of southern Finland. *Agricultural and Food Science in Finland* 9:291-302.
[7] Edén, P., Weppling, K. and Jokela, S. 1999. Natural and land-use induced load of acidity, metals, humus and suspended matter in Lestijoki, a river in western Finland. *Boreal Environment Research* 4:31-43.
[8] Roos, M. and Åström, M. 2005. Seasonal and spatial variations in major and trace elements in a regulated Boreal River (Esse River) affected by acid sulphate soils. *River Research and Applications* 21:351-361.

Olkiluodon maaperä- ja merisedimenttitutkimukset

Overburden and sea sediment studies at Olkiluoto

Anne-Maj Lahdenperä[1] ja Jani Helin[2]

[1] Pöyry Finland Oy, Jaakonkatu 2, 01621 Vantaa, Suomi, anne-maj.lahdenpera@poyry.fi
[2] Posiva Oy. Olkiluoto, 27160 Eurajoki, jani.helin@posiva.fi

Olkiluoto on valittu käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoituspaikaksi Suomessa, mikä edellyttää turvallisuusperustelua, joka sisältää laskennallisen turvallisuusanalyysin. Paikkakohtainen biosfäärianalyysi on olennainen osa kumpaakin. Posiva Oy:n laatimissa biosfäärianalyyseissä kuvataan miten maasto ja ekosysteemi muuttuvat maankohoamisen myötä, mallinnetaan radionuklidien kulkeutumista ja arvioidaan säteilyvaikutuksia ihmisille ja muulle elolliselle luonnolle [2, 6].

Maankohoaminen Olkiluodon rannikkoalueella on nykyisin n. 6 mm vuodessa [1]. Rannansiirtymiseen vaikuttaa olennaisesti myös ruovikoituminen ja soistuminen matalilla ranta- ja vesialueilla. Rantaviivan kehittyminen aiheuttaa muutoksia paikallisen maaekosysteemin kehittymiseen, mikä vaikuttaa pohjaveden olosuhteisiin ja erityisesti niiden purkautumisalueisiin. Maaperä muuttaa myös suotautuvan sadeveden ominaisuuksia ja siten myös pohjaveden koostumusta. Maankohoamisen vuoksi Olkiluodon lähiympäristön merenpohjan sedimentit ovat tulevaisuuden maaperää, ja siten on tärkeää tuntea niiden stratigrafia sekä kemialliset ja fysikaaliset ominaisuudet.

Olkiluodon maaperän paksuus on keskimäärin 2-4 m, mutta jopa 12–16 m paksuisia maapeitteitä esiintyy syvissä kalliopainanteissa. Maankohoamisen vuoksi maaperä on nuorta, joten maannoshorisontit ovat heikosti kehittyneitä. Maaperä on pääasiassa hiekka- ja silttimoreenia, koostuen vaihtelevan paksuisista hiekka-, sora-, savikerroksista [9]. Lisäksi paikoin esiintyy kallioperän ja maaperän kontaktissa rapakalliota [4]. Maaveden kemiallista koostumusta seurataan tällä hetkellä kahdeksassa eri maaperäkohteessa. Matalien pohjavesien kemiaa on monitoroitu vuodesta 2003 n. 30:ssa seurantaputkessa [11].

Olkiluodon merialueen merenpohjan sedimenttipaksuuksia, stratigrafiaa ja kalliopinnan topografiaa on tutkittu akustis-seismisillä luotauksilla [12] sekä pintasedimenttinäytteenotolla [8, 5]. Maaperä- ja merisedimenttinäytteiden analyysiohjelmissa on kiinnitetty huomiota erityisesti biosfääri-, maaperä- ja pintahydrologian mallinnuksen tarpeisiin. Geoteknisten ominaisuuksien ja laajan alkuaineanalyysin lisäksi turvallisuusanalyysin kannalta määritetään jodin, kloorin ja seleenin pitoisuudet. Sorptiokokeiden avulla tuotetaan jakaantumiskerroinarvoja kulkeutumismallinnukseen [10].

Maaperä- ja merigeologiset tutkimukset antavat biosfääritukimusten lisäksi oleellista tietoa ympäristötutkimusten tulkintaan [3], geosfääri-biosfääriyhteyden [2] ja maaperä- ja pintahydrologian mallinnukseen [7] ja hydrokemiallisiin tutkimuksiin [11].

Kirjallisuus

[1] Eronen, M., Glückert, G., van de Plassche, O., van de Plicht, J. & Rantala, P. 1995. Land uplift in the Olkiluoto-Pyhäjärvi area, southwestern Finland, during last 8000 years. *Nuclear Waste Commission of Finnish Power Companies (YJT),* Helsinki, Finland. Report YJT-95-17, 26 p.

[2] Haapanen, R., Aro, L., Helin, J., Hjerpe, T., Ikonen, A., Kirkkala, T., Koivunen, S., Lahdenperä A-M., Puhakka, L., Rinne, M. & Salo, T. 2009. Olkiluoto Biosphere Description 2009. *Posiva Oy,* POSIVA Report 2009-02. 416 p

[3] Haapanen, A. (ed.) 2009. Results of Monitoring at Olkiluoto in 2008. Environment. *Posiva Oy*, Working Report 2009-45. 272 p.

[4] Huhta, P. 2009. Studies of Quaternary deposits in investigation trenches OL-TK15 and OL-TK16 on the Olkiluoto study site, Eurajoki, SW Finland. *Posiva Oy*, Working Report 2009-25. 56 p.

[5] Ilmarinen, K., Leinikki, J. & Oulasvirta, P. 2009. Seafloor mapping at Olkiluoto western coast of Finland. 48 p. *Posiva Oy*, Working Report 2009-12. 48 p.

[6] Ikonen, A., Hjerpe, T. & Broed, R. 2010. Biosphere Assessment report 2009. *Posiva Oy*. POSIVA 2010-03. 186 p.

[7] Karvonen, T. 2009b. Increasing the reliability of the Olkiluoto surface and near-surface hydrological model. *Posiva Oy*. Working Report 2009-07. 77 p.

[8] Kotilainen, A., Alvi, K., Lintunen, E. & Ojala, E-J. 2008. Surface sediment sampling in the Olkiluoto sea area. R/V Geomari 9.–12.9.2008. Cruise Report. Espoo: Geological Survey of Finland.

[9] Lahdenperä, A-M. 2009. Summary of overburden studies of soil pits OL-KK14–OLKK19 at Olkiluoto, Eurajoki in 2008. *Posiva Oy*, Working Report 2009-109. 88 p.

[10] Lusa, M., Ämmälä, K., Hakanen, M., Lehto, J. & Lahdenperä, A-M. 2009. Chemical and geotechnical analyses of soil samples from Olkiluoto for studies on sorption in soils. *Posiva Oy*. Working Report 2009-33. 152 p.

[11] Pitkänen, P., Partamies, S., Lahdenperä, A-M., Ahokas, T. & Lamminmäki, T. 2009. Results of Monitoring at Olkiluoto in 2008, Hydrogeochemistry. *Posiva Oy*, Working Report 2009-44. 235 p.

[12] Rantataro, J. & Kaskela, A. 2010. Acoustic seismic studies in the sea area close to Olkiluoto, 2008. *Posiva Oy*, Working Report 2009-122. 32 p

Eurooppalaisten viljelysmaiden fosforinluovutuskyky

Helinä Hartikainen ja Asko Simojoki

Elintarvike- ja ympäristötieteiden laitos, Helsingin yliopisto

Tutkimuksen tausta

Maahiukkasten pinnoilla ja maanesteessä olevan fosforin (P) välillä vallitsee dynaaminen tasapaino. Kun maahan lisätään fosforia, osa siitä adsorboituu hiukkasten pinnoille ja osa jää maanesteeseen, josta kasvit ottavat ravinteensa. Kun maanesteen P-pitoisuus alenee kasvien ravinteiden oton myötä, hiukkaspinnoille sitoutunut labiili pooli pyrkii vastustamaan muutosta luovuttamalla P:a maanesteeseen. Sama mekanismi selittää, miksi pintavalunta ja sen kuljettama aiheuttama eroosioaines aiheuttavat P-kuormitusriskin vastaanottavassa vesistössä. Valumavesien liukoisen P:n tiedetään korreloivan maan helppoliukoisen P:n kanssa, mutta yksittäiseen uuttoon perustuvien P-testien avulla ei saada riittävää käsitystä maa-aineksen kyvystä puskuroida maanesteessä tapahtuvia muutoksia. Toisin sanoen niiden antamista tuloksista ei voida päätellä, miten kauan maa-aines pystyy luovuttamaan P:a hiukkaspinnoilta.

Maan P-luovutuskyky on pinnoille pidättyneen määrän (kvantiteettitekijä,*Q*) ja maavedessä liukoisena olevan P:n pitoisuuden (intensiteettitekijä, *I*) funktio. Liukoisen fosforin pitoisuus riippuu siitä, miten paljon pidätyspinnoilla on sitoutunutta P:a ja sen kanssa kilpailevia anioneja. Fosforin vapautumista maasta ja sedimenteistä voidaan tutkia Whiten ja Beckettin (1964) [1] esittämän kvantiteetti/intensiteetti (*Q/I*) mallin avulla. Se avulla voidaan selvittää maa- ja sedimenttiaineksen taipumusta sitoa tai luovuttaa P:a ympäröivään liuokseen, kun hiukkasta ympäröivän liuoksen P-pitoisuus muuttuu. Mallin avulla saatavan desorptio/sorptio-kuvaajan kulmakerroin P:n eri lisäystasoilla kuvaa, miten hyvin maa-aines kykenee puskuroimaan P-pitoisuuden muutosta ympäröivässä liuoksessa. Tämän lähestymistavan rajoitteena kuitenkin on, että kuvaaja laaditaan aina tietyssä maa-liuos –suhteessa, jolloin se helposti aliarvioi maan helposti liikkeelle lähteviä P-reservejä pitemmällä aikavälillä tai tilanteessa, jossa maahiukkaset joutuvat kontaktiin koko ajan kasvavan vesimäärän kanssa [2]. Tässä työssä me tutkimme, miten erityyppiset näytteet luovuttivat P:a vesi:maa –suhteen väljetessä. Saatuja muuttujia verrattiin maanäytteiden P-tilaa kuvaaviin ominaisuuksiin ja desorptio/sorptio –kuvaajista (*Q/I*) saatuihin P:n vaihtoa kuvaaviin parametreihin.

Aineisto ja menetelmät

Viidestä Euroopan maasta kerätyt 26 maanäytettä erosivat suuresti toisistaan geologisen alkuperän, kemiallisten ominaisuuksien ja viljelyhistoria suhteen. Niistä mitattiin pH (0.01M $CaCl_2$) ja niiden P fraktioitiin [3] helppoliukoiseen (NH_4Cl), Al:n sitomaan (NH_4F), Fe:n sitomaan (NaOH) ja Ca:n sitomaan tai apatiittiseen (H_2SO_4) fraktioon. Pidättävät Al- ja Fe-oksidit (Al_{ox},Fe_{ox}) uutettiin oksalaatilla, ja uutteesta mitattiin myös P (P_{ox}) [4]. Oksidien P kyllästysasteet (DPS) laskettiin moolisuhteina seuraavasti: NH_4F-P/Al_{ox}, NaOH-P/Fe_{ox} ja P_{ox}/Al_{ox}+Fe_{ox}. Lisäksi määritettiin kokonais-P happohajotetusta näytteestä.

Fosforin vaihtoa kuvaavat *Q/I* -isotermit tehtiin maa-liuos -suhteella 1:50 (lisäysliuosten P-pitoisuus 0-100 mg P l^{-1}). Fosforinvaihtoa kuvaavat parametrit laskettiin käyttämällä muunnettua Langmuirin yhtälöä [5]:

$$\Delta Q = \frac{Q_{\max} I}{1/K + I} - Q_0$$

jossa Q_{max} = P:n maksimisorptio, Q_0 = desorboitava P-määrä, jotta saavutettaisiin tasapainoliuoksen P-pitoisuus 0 mg l^{-1}, K = sitoutumislujuutta kuvaava vakio, EPC_0 = tasapainoliuoksen P-pitoisuus, jossa ei tapahdu P:n vaihtoa (*Q/I* –käyrän leikkauspiste *I*-akselilla) ja EBC_0 = maan P-puskurointikyky P-vaihdon nollapisteessä eli käyrän kulmakerroin EPC_0-pisteessä.

Desorptiokykyä mitattiin uuttamalla maata vedellä eri liuos-maa –suhteissa välillä 2:1 - 1000:1. Uutteen P-pitoisuutta (y) uuttosuhteen (x) funktiona kuvattiin yhtälöllä: $y = c\ x^a$, jossa c = liukoisen P:n pitoisuus maa-vesi –suhteen ollessa 1:1 ja a kuvaa maan kykyä luovuttaa fosforia.

Tulokset ja niiden tarkastelu

Yli puolessa maanäytteistä eniten P:a oli Ca:n sitomassa muodossa ja suurimmassa osassa Fe-P:tä oli enemmän kuin Al-P:tä. Miltei säännöllisesti Fe-oksidien P-kyllästysaste (DPS_{Feox}) oli korkeampi kuin Al-oksidien (DPS_{Alox}), mutta eri fraktioista uuttuneen P-määrän ja vastaavan sorptiokomponentin määrän välillä ei ollut yhteyttä. Oksalaatin uuttamat P-määrät ylittivät tuntuvasti fraktioinnilla saatujen Al-P:n ja Fe-P:n summan, mikä johtuu menetelmän suuresta epäspesifisyydestä.

Desorptiokuvaajien parametri c ja a korreloivat negatiivisesti, t.s. maan P-luovutuskyky aleni maaveden P:n pitoisuuden kasvaessa. Liukoinen P korreloi (c) kiinteästi Al-P:n kanssa (r = 0.88***), mutta ei Fe-P:n kanssa. Se selitti myös 85% EPC_0:n ja 69% Q_0:n vaihtelusta. Maan P:n puskurointikykyä kuvaava muuttuja a ei korreloinut merkittävästi minkään P:n määrää tai vaihtoa kuvaavan parametrin kanssa. Se korreloi varsin heikosti myös EBC_0:n kanssa, vaikka molemmat muuttujat kuvaavat P:n puskurikykyä. Tämä johtuu siitä, että uuttosuhde vaikuttaa todellisuudessa puskurikykyyn. Tulosten mukaan maaveden P-pitoi-suuden ollessa korkea, uuttosuhteen väljetessä maan kyky vastustaa pitoisuuden muutosta alenee sitä nopeammin mitä enemmän maassa on Al:n sitomaa P:tä ja mitä korkeampi oli Al-oksidin P:n kyllästysaste. Kiinteällä liuos-maa –suhteella tehtävä *Q/I*-kuvaaja ei ennusta riittävän hyvin eroosioaineksen aiheuttamaa vesistökuormitusta.

Kirjallisuus

[1] White, R.E, and Beckett, P.H.T. 1964. Studies on the phosphate potentials of soils. *Plant and Soil* 20: 1-16.

[2] Yli-Halla, M., Hartikainen, H. and Väätäinen, P. 2002. Depletion of soil phosphorus as asssessed by several indices of phosphorus supplying power. *European Journal of Soil Science* 53: 431-438.

[3] Hartikainen H (1979). Phosphorus and its reactions in terrestrial soils and lake sediments. *J. Sci. Agr. Soc. Finland* **51**, 537-624.2.

[4] Lookman, R., Vandeweert, N., Merckx, R., Vlassak, K. 1995. Geostatistical assessment of the regional distribution of phosphate sorption capacity parameters (Fe_{ox} and Al_{ox}) in northern Belgium. *Geoderma* 66: 285-296.

[5] Hartikainen, H. & Simojoki, A. 1998. Changes in solid-and solution-phase phosphorus in soil on acidification (vol 48, pg 494, 1997). *European Journal of Soil Science* 49, 160-160. Erratum: 48, 493-498.

Maaperän hiilivaraston muutos pellonmetsityksessä ja pellonraivauksessa

Soil carbon stock change after afforestation and clearing of forest to field

Kristiina Regina[1], Kristiina Karhu[2,4], Antti Wall[3], Pekka Vanhala[2], Martti Esala[1], Jari Liski[2]

[1] Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus, 31600 Jokioinen, kristiina.regina@mtt.fi
[2] Suomen Ympäristökeskus, PL 140, 00251 Helsinki
[3] Metsäntutkimuslaitos, PL 44, 69101 Kannus
[4] Nykyinen osoite: Geography, College of Life and Environmental Sciences, University of Exeter, Amory Building, Rennes Drive, Exeter, EX4 4RJ, Great Britain

Johdanto

Metsän raivaaminen pelloksi pienentää maaperän hiilivarastoa ja aiheuttaa siten hiilidioksidipäästöjä maaperästä ilmakehään [1,2]. Maatalousmaan pintakerros sisältää 30-35 % vähemmän hiiltä kuin metsämaa vastaavalla kasvupaikalla[3], mutta pellon metsityksen on usein todettu kasvattavan maan hiilivarastoa [1,4]. Maankäytön muutosten aiheuttamien hiilivarastomuutosten voimakkuus riippuu maahan tulevan hiilisyötteen ja orgaanisen aineksen hajoamisen välisestä tasapainosta, johon vaikuttavat mm. karikkeen määrä ja kemiallinen laatu sekä maaperän ominaisuudet ja ympäristön olosuhteet. Koska maankäytön muutoksen aiheuttamat päästöt kuuluvat päästöraportoinnin piiriin, tarvitaan raportoinnin pohjaksi tietoa muutosten keskimääräisestä suuruudesta Suomen oloissa. Muutosten määrän luotettavasti ennustavaa mallia voitaisiin käyttää työkaluna päästöjen arvioinnissa. Tutkimuksessa mitattiin maaprofiilin hiilivarastomuutokset pellonmetsityksessä ja pellonraivauksessa sekä verrattiin mitattuja arvoja mallilla simuloituihin.

Aineisto ja menetelmät

Aineisto pellonmetsityksestä kerättiin vuosina 1990 - 1991 metsitetyistä kolmen puulajin kenttäkokeista, joista otettiin maanäytteet metsitysvuonna, vuonna 1999 ja vuonna 2008. Pellonraivauksen vaikutuksia tutkittiin kahdeksalla 8-200 vuotta sitten raivatulla pellolla, joista otettiin maanäytteet vuonna 2008. Pellon hiilivarastoa verrattiin viereisen metsän hiilivarastoon. Maanäytteet otettiin 0-40 cm syvyydeltä, ja hiilen määrä analysoitiin kerroksissa 0-10, 10-20, 20-30 ja 30-40 cm sekä mahdollisessa karike- ja humuskerroksessa. Aineistosta laskettua maaprofiilin hiilivaraston muutosta verrattiin Yasso07 –mallilla [5] simuloituun tulokseen. Neljän koealueen näytteistä tehtiin tarkempi orgaanisen aineksen fraktiointi ositteisiin 2-0,63 mm POM (partikkelimainen orgaaninen aines), 2-0,63 mm kivennäisaines, 0,63-0,2 mm ja 0,2-0,063 mm.

Tulokset ja niiden tarkastelu

Odotuksista poiketen pellonmetsitys pienensi maan hiilivarastoa. Vähenemä oli keskimäärin 9 % 20 vuoden tarkastelujaksolla. Syynä tähän oli todennäköisesti se, että kasvavan puuston tuottaman karikkeen määrä oli metsityksen alkuvuosina pienempi kuin maatalouskäytössä maahan päätyneiden kasvintähteiden määrä. Hiilen määrän väheneminen oli suurinta ensimmäisten 9-10 vuoden aikana, mutta se tasoittui tai kääntyi nousuun toisen näytteenoton jälkeen, joten kirjallisuudessa usein raportoitu maaprofiilin hiilivaraston nousu on todennäköinen tulevien vuosikymmenten aikana. Tulokset orgaanisen aineksen fraktioinnista tukivat tätä päätelmää, sillä partikkelimaisen orgaanisen aineksen (2-0.63 mm) määrä kohosi selvästi metsityksen jälkeen. Puulaji ei vaikuttanut merkittävästi 0-40 cm kivennäismaakerroksen hiilivaraston kokoon, mutta kuusi lisäsi metsän humuskerroksen hiilimäärää merkittävästi verrattuna mäntyyn ja koivuun.

Metsän raivaaminen maatalouskäyttöön pienensi maaperän hiilivarastoa keskimäärin 20 % laskettuna 20 vuoden aikajaksolle. Vähenemä oli pienin pelloilla, joilla nurmi oli pääasiallinen viljelykasvi ja suurin viljeltäessä viljaa. Orgaanisen aineksen fraktioinnin tulokset osoittivat, että hiilen määrä stabiileissa aggregaateissa oli suurempi metsässä kuin pellolla. Tässä suhteessa pelto ja metsä erosivat toisistaan selkeämmin tapauksessa, jossa pelto oli ollut viljelykäytössä 28 vuotta verrattuna 10 vuotta viljeltyyn peltoon.

Yasso07 –malli simuloi hiilivarastomuutoksia hyvin useimmissa pellonmetsitys- ja pellonraivaustapauksissa. Tuloksissa ei ollut havaittavissa systemaattista virhettä esimerkiksi maalajin tai savespitoisuuden suhteen. Alun perin metsämaiden hiilivarastomuutosten arviointiin kehitetyn mallin avulla voidaan siten tehdä arvioita keskimääräisistä hiilivarastomuutoksista myös maankäytöltään muuttuneilla alueilla Suomen oloissa.

Kirjallisuus

[1] Post W.M. and Kwon K.C. 2000. Soil carbon sequestration and land-use change: processes and potential. *Global Change Biology* 6: 317-328.
[2] Guo L.B. and Gifford R.M. 2002. Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Global Change Biology* 8: 345-360.
[3] Ellert B.H. and Gregorich E.G. 1996. Storage of carbon, nitrogen and phosphorus in cultivated and adjacent soils of Ontario. *Soil Science* 161: 587-603.
[4] Jandl R., Lindner, M. Vesterdal L., Bauwens B., Baritz R., Hagedorn F., Johnson D., Minkkinen K. and Byrne K.A. 2007. How strongly can forest management influence soil carbon sequestration? *Geoderma* 137: 253-268.
[5] http://www.environment.fi/syke/yasso

Paikalliset maa-maavesi-jakaantumiskertoimet (K_d) arseeni- ja lyijykohteissa

Local soil – soil solution distribution coefficients (K_d) in arsenic and lead containing sites

Timo Tarvainen[1], Jaana Jarva[1] ja Hanna Kahelin[2]

[1]Geologian tutkimuskeskus, PL 96, 02151 ESPOO
[2]Labtium Oy, PL 57, 02151 ESPOO

Johdanto

Maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnista on voimassa valtioneuvoston asetus 214/2007, nk. PIMA-asetus. Asetuksen mukaan arvioinnin on perustuttava arvioon maaperässä olevien haitallisten aineiden aiheuttamasta vaarasta tai haitasta terveydelle ja ympäristölle. Arvioinnissa on otettava huomioon muun muassa haitallisten aineiden pitoisuudet maaperässä, aineiden kokonaismäärät, ominaisuudet, sijainti ja taustapitoisuudet sekä pilaantuneeksi epäillyn alueen maaperä- ja pohjavesiolosuhteet. Ympäristöhallinnon ohjeissa [1] kuvataan tarkemmin, miten haitta-aineiden kulkeutumisriskiä pohjaveteen tulisi arvioida. Yksi keskeisistä parametreista on maa-maavesi-jakautumiskerroin K_d (soil – soil solution distribution coefficient). Suuri jakautumiskertoimen arvo tarkoittaa, että haitta-aine sitoutuu voimakkaasti maa-ainekseen eikä kulkeudu helposti maaperässä. Jakautumiskertoimen yksikkö on L kg^{-1}. Jakautumiskerroin pitää määrittää kullekin haitta-aineelle erikseen. Maaperän ominaisuudet, kuten maan pH, orgaanisen aineksen määrä, hienoaineksen määrä sekä alumiinin, raudan ja mangaanien oksidit vaikuttavat jakautumiskertoimen suuruuteen.

Geologian tutkimuskeskus (GTK) on aiemmin vertaillut luonnonmaiden ja voimakkaan kuormituksen alueen maaperän K_d-arvoja Pirkanmaalla ja Uudellamaalla [2]. Nyt esitettävässä työssä tutkittiin kahden kohteen maaperän K_d-arvoja. Tutkimuksessa selvitettiin laboratoriossa tehtävien K_d-määritysten toistettavuutta sekä pH:n vaikutusta K_d-arvoon. Lisäksi määritettiin kohteiden maaperän suurin hyväksyttävä arseeni- ja lyijypitoisuus pohjaveden suojelun kannalta.

Aineisto ja menetelmät

GTK keräsi tutkimukseen kaksi maaperänäytettä: lyijyä sisältävän näytteen Vantaalta, jossa lyijy on pääosin peräisin ilmasta tulleesta laskeumasta (jatkossa lyijykohde) ja arseenipitoisen maaperänäytteen Pirkkalasta, jonka korkea arseenipitoisuus on geologista alkuperää (jatkossa arseenikohde). Näytteistä määritettiin alkuaineiden kuningasvesiliukoiset pitoisuudet, pH $CaCl_2$-uutolla, kationinvaihtokapasiteetti ja seuraavien alkuaineiden K_d-arvot: As, Ba, Co, Cr, Cu, Mo, Ni, Pb, Sb, V ja Zn. Analyysit tehtiin Labtium Oy:n laboratoriossa Espoossa.

Maaperän kokonaispitoisuus määritettiin kuivatusta ja <2 mm raekokolajitteeseen seulotusta näytteestä kuningasvesiliuotuksella. Maaveden pitoisuudet määritettiin kyllästysuuttomenetelmällä [3], jossa noin 100 g tuoretta maanäytettä kyllästettiin vedellä ja maa-maavesi-suspensio imusuodatettiin. Tuoremaanäytteistä poistettiin kivet, mutta näytteille ei tehty muuta esikäsittelyä. Vesiliuoksen alkuainepitoisuudet mitattiin ICP-OES- tai ICP-MS-tekniikalla. Jakaantumiskerroin K_d on laskettu maaperän kuningasvesiliukoisen kokonaispitoisuuden ja maaveden pitoisuuden suhteena kullekin näytteelle ja jokaiselle tutkitulle alkuaineelle.

Kummastakin näytteestä määritettiin K_d-arvo kolmella eri maaveden pH-arvolla: pH 4,2 (alhaisin luonnonmaan pH-arvo Pirkanmaan alueellisessa geokemiallisessa kartoituksessa), pH 5,2 (molempien tutkimusnäytteiden maaperän luontainen pH) ja pH 10,2 (arvio metallien

liikkuvuuden muutoksista emäksisessä ympäristössä). Kaikki maaveden analyysit toistettiin 7 kertaa kaikilla kolmella eri pH-arvolla ja K_d-arvot laskettiin erikseen jokaiselle mittaukselle.

Kun tiedetään haitta-aineen, esimerkiksi arseenin tai lyijyn, pitoisuus maaperässä (C_s) ja kyseisen haitta-aineen maa-maavesi-jakautumiskerroin (K_d), huokosveteen liukeneva pitoisuus (C_w) voidaan laskea jakamalla maaperän pitoisuus (C_s) maa-maavesi-jakautumiskertoimen (K_d) arvolla.

Maaperästä mitatun pitoisuuden ja maa-maavesi-jakautumiskertoimen avulla voidaan siis arvioida huokosveden pitoisuus. Huokosveden pitoisuudet laimenevat, kun maahan imeytynyt sadevesi kulkeutuu maakerroksissa alaspäin pohjaveteen [1]. Tässä työssä molempien kohteiden laimenemiskertoimen arvoksi on arvioitu 10. Siksi maaveden suurimmaksi hyväksyttäväksi pitoisuudeksi on laskettu 10 kertaa pohjaveden hyväksyttävä pitoisuus. Esimerkiksi lyijyn suurimmaksi sallituksi pitoisuudeksi pohjavedessä on arvioitu talousveden raja-arvo 0,010 mg/L ja maaveden pitoisuusrajaksi 0,1 mg/L. Maaperän suurin vaikutukseton lyijypitoisuus pohjaveden kannalta (yksikössä mg/kg) voidaan laskea kaavalla 0,1 mg/L x K_d.

Tulokset ja tarkastelu

Tutkimus perustui kahteen näytteeseen. Lyijykohteen maaperän pH oli 5,2, kationinvaihtokapasiteetti 5,21 cmol+/kg, hiilipitoisuus 1,93 %, lyijypitoisuus 122 mg/kg ja arseenipitoisuus 3,5 mg/kg. Arseenikohteen maaperän pH oli 5,2, kationinvaihtokapasiteetti 3,82 cmol+/kg, hiilipitoisuus 2,05 %, lyijypitoisuus 2,2 mg/kg ja arseenipitoisuus 2070 mg/kg.

Lyijykohteen lyijyn K_d-arvot olivat välillä 946 – 2112 L/kg (pH 5,2) ja siitä lasketut suurimmat vaikutuksettomat pitoisuudet pohjaveden kannalta 95 – 211 mg/kg (mediaani 122 mg/kg). Kohteesta mitattu maaperän lyijypitoisuus, 122 mg/kg, oli siis sama kuin K_d-arvojen perusteella laskettujen vaikutuksettomien pitoisuuksien mediaani. Maaperän lyijypitoisuus saattaa olla liian korkea pohjaveden suojelun kannalta. Arseenikohteen arseenin K_d-arvot olivat 7187 – 17844 L/kg (pH 5,2) ja näistä laskettu suurimman vaikutuksettoman pitoisuuden mediaani oli 1784 mg/kg. Kohteesta mitattu arseenipitoisuus 2070 mg/kg oli suurempi kuin suurin vaikutukseton pitoisuus pohjaveden kannalta.

Tuorenäytteistä määritetyt paikalliset K_d-arvot ja niistä lasketut suurimmat pohjaveden kannalta vaikutuksettomat pitoisuudet vaihtelivat, mutta erityyppiset kohteet erottuivat selvästi toisistaan.
Jos liukoinen pitoisuus eli maaveden pitoisuus on hyvin pieni (lähellä määritysrajaa), K_d-arvojen vaihtelu voi olla suuri.
Maaveden pH vaikutti selvimmin sinkin, arseenin, molybdeenin ja antimonin K_d-arvoihin. Sinkki oli liukoisempaa happamissa olosuhteissa, arseeni, molybdeeni ja antimoni korkeassa pH:ssa. Paikallinen K_d-määritys on menetelmänä yksinkertaisempi kuin liukoisuustesti. Menetelmän tuottama K_d-arvo kuvaa alkuaineiden liukoisuutta maaperästä maaveteen tutkittavassa kohteessa tällä hetkellä.

Kirjallisuus

[1] Ympäristöministeriö 2007. Maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arviointi. Ympäristöhallinnon ohjeita 2/2007. 210 s.
[2] Tarvainen, T. & Jarva, J. 2009. Maaperän K_d-arvot ja geokemiallinen koostumus Pirkanmaalla ja Uudellamaalla. Geologian tutkimuskeskus, arkistoraportti S41/2009/59. 15 s.
[3] Rhoades, J.D. 1996. Salinity: Electrical conductivity and total dissolved solids. Teoksessa: Parks, D.L. (toim.) Methods of Soil Analysis. Part 3. Chemical methods – SSSA Book Series no. 5, 1996. Madison, Wisconsin, USA: Soil Science Society of America, Inc ja Amercian Society of Agronomy, Inc. s 417-435.

Puulajien levinneisyys Lapin emäksisillä ja happamilla tuntureilla

Tree species distribution on mafic and felsic fells in Finnish Lapland

Raimo Sutinen[1], Mari Kuoppamaa[2], Pekka Hänninen[3], Maarit Middleton[1], Paavo Närhi[1], Sirkka Vartiainen[3] ja Marja-Liisa Sutinen[4]

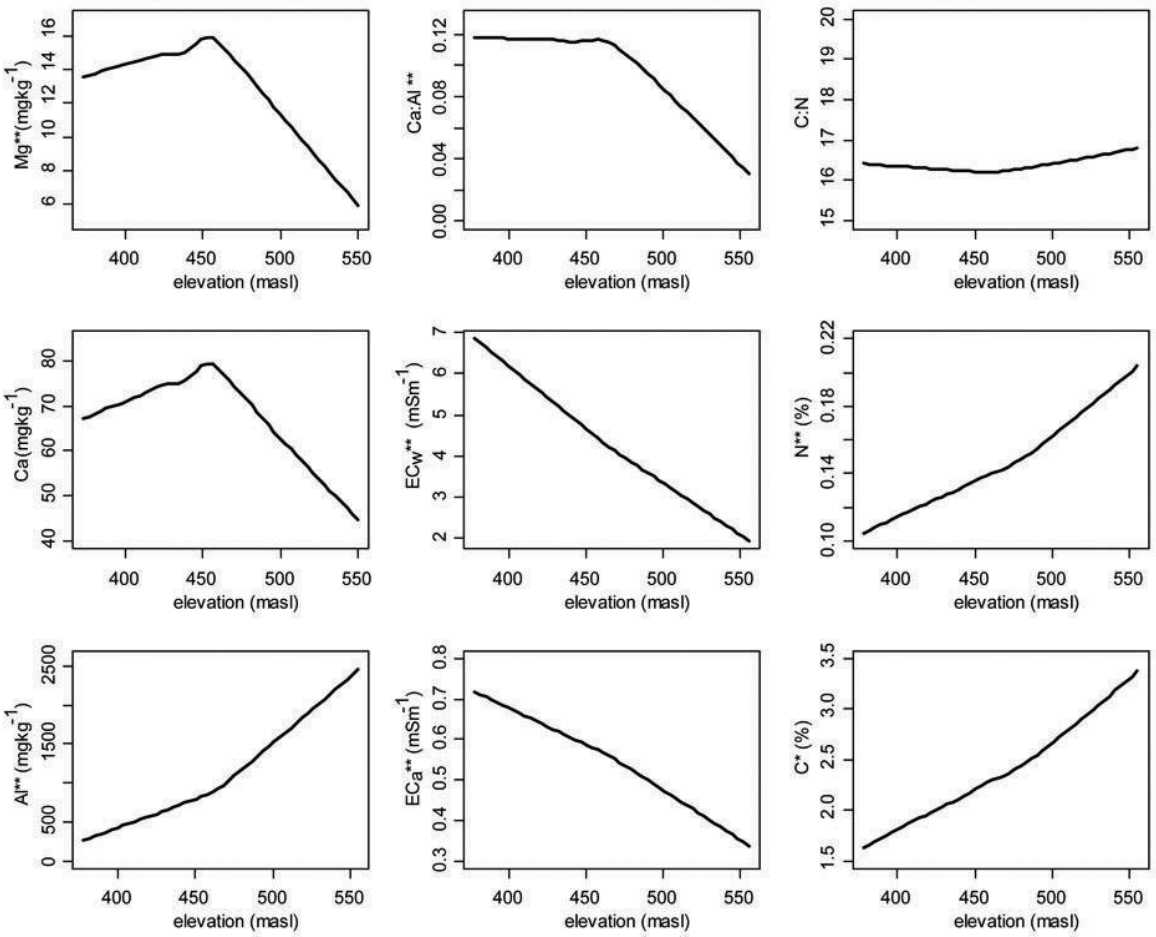
[1]Geologian tutkimuskeskus, Rovaniemi, raimo.sutinen@gtk.fi, maarit.middleton@gtk.fi, kaoliini@yahoo.co.uk,
[2]Oulun yliopisto, mkuoppamaa@gmail.com,
[3]Geologian tutkimuskeskus, Otaniemi, pekka.hanninen@gtk.fi, sirkka.vartiainen@gtk.fi
[4]Metsäntutkimuslaitos, Rovaniemi, marja-liisa.sutinen@metla.fi

Alpiinisten puurajojen sijainti usein selitetään ilmastollisilla tekijöillä [1]. Kuitenkin, maan fysikaalis-kemialliset ominaisuudet voivat paikallisesti olla puulajien levinneisyyttä rajoittavia tai suosivia tekijöitä alpiinisessa metsä-tundra ekotonissa. Tiedetään, että Fennoskandian kylmänkestävät havupuut, mänty [*Pinus sylvestris* L.] ja kuusi [*Picea abies* (L.) Karst.] molemmat tulevat toimeen aina 70°N, mutta näiden metsänrajat poikkeavat ilmaston suhteen [2]. Kuusi puuttuu karkeilta ja ravinneköyhiltä moreeneilta Lapin granuliittikaaren alueelta, mänty puolestaan puuttuu laajoilta alueilta Keski-Lapin hienorakeisilta ja ravinne-rikkailta moreeneilta [2]. Voikin olettaa, että maaperätekijät ilmaston ohella vaikuttavat kasvupaikkojen lämpötilaan sekä veden että ravinteiden saatavuuteen. Lapin tuntureiden maaperän vaikutuksesta puulajien levinneisyyteen on vain niukalti tietoa.

Tutkimme moreenien fysikaalisia ja kemiallisia ominaisuuksia Länsi-Lapin happamilla (Puljutunturi Ounastunturi) ja emäksisillä (Keimiötunturi, Lommoltunturi ja Narkivaara) tuntureilla 2000-2003 [3]. Korkeus vaihteli metsän 275 metristä 612 metriin avoimella tundralla ja lämpösumma 719 dd:stä 514 dd:hen. Tunturit kuuluvat suojelualueisiin, kuitenkin merkittävä porojen laiduntaminen vaikuttaa lehtipuiden koivun [*Betula pubencens*], raidan [*Salix caprea* L.], haavan [*Populus tremula* L.] ja pihlajan [*Sorbus aucuparia* L.] kasvuun ja levinneisyyteen. Tunturien korkeusgradienttien (linjojen yhteispituus 25 km) mittaukset: sähkönjohtavuus (EC_a), dielektrisyys/vesipitoisuus ja lämpötila tehtiin 20 m:n pistevälein kesän alussa ja keskellä kasvukautta. Kullekin pisteelle koodattiin puulaji sekä avoin maa/tundra. Vesipitoisuuden ja maalämpötilan seuranta-data (200-2003) tuotettiin Mustavaaran kuusimetsästä ja kuusen puurajalta sekä Puljutunturin tundralta. Seurannassa käytettiin CS-615 vesi- ja T-107 lämpöantureita ja data kerättiin CR10X loggereihin (Campbell Scientific, Logan, UT). Lommoltunturin gradienteilta analysoitiin myös moreenikemia 0-10-cm:n mineraaliaineksesta.

Mänty dominoi happamilla tuntureilla, mutta liiallinen vesi rajoitti männyn levinneisyyttä. Kuusi dominoi emäksisillä tuntureilla, mutta alhainen EC_a sekä Ca-Al suhde rajoitti kuusen levinneisyyttä. Moreenien EC_a korreloi positiivisesti Mg:n ja Ca:n kanssa, mutta negatiivisesti Al:n kanssa. Tunturikoivun raja oli alempana kuin havupuiden krummholz-vyöhyke. Puurajalla maan lämpötila ei laskenut alle 0 °C, mutta kuusimetsässä ja tundralla maa oli talvella osittain jäässä. Mikrobitoiminnan raja -6 °C ei kuitenkaan alittunut millään asemalla. Keväällä, maavesi oli saatavilla useita viikkoja ennen lumen häviämistä, mutta maalämpö nousi merkittävästi nollan yläpuolelle vasta kolme viikkoa lumen häviämisestä. Alkukesän maalämpö ei riippunut aspektista tai korkeudesta, sen sijaan keskikesän maalämpö positiivisesti korreloi korkeuden kanssa ollen korkeimmillaan tundralla. Kasvukauden pituus (maalämmön raja-arvona +3.2 °C [1]) oli 131 päivää tundralla, 112-128 päivää kuusimetsässä ja 118-130 päivää kuusen puurajalla. Nämä arvot ylittävät aiemmin esitetyn kasvukauden pituuden (102-106 paivää [1]) subarktisella ja boreaalisella puurajalla. Tulosten perusteella kasvukauden pituus vaihtelee vuosittain eikä maalämpö näytä olevan puurajaa saatelevä

tekijä. Myöskään veden tai typen saatavuus eivät ole rajoittavia tekijöitä. Sen sijaan talvinen tuuli-ilmasto ja lumen spatiaalinen vaihtelu voivat ratkaisevasti vaikuttaa taimikuolleisuuteen ja sitä kautta puulajien leviämiseen Lapissa.



Kuva 1: Maaperän sähkönjohtavuus (EC_a), huokosvesijohtavuus (EC_w) ja maaperäkemia Lommoltunturin gradientilla [3]. $^{**}p < 0.01$, $^{*}p < 0.5$.

Kirjallisuus

[1] Körner, C. and Paulsen, J. 2004. A world-wide study of high elevation treeline temperatures. *Journal of Biogeography* 31: 713-732.

[2] Sutinen, R. Hyvönen, E., Ruther, A., Ahl, A. and Sutinen, M-L. 2005. Soil-driven forest line of spruce (*Picea abies*) in Tanaelv Belt-Lapland Granulite transition, Finland. *Arctic, Antarctic and Alpine Research* 37, 611-616.

[3] Sutinen, R., Kuoppamaa, M., Hänninen, P., Middleton, M., Närhi, P., Vartiainen S., Sutinen, M-L. 2010. Tree species distribution on mafic and felsic fells in Finnish Lapland. *Scandinavian Journal of Forest Research*. DOI: 10.1080/02827581.2010.534109.

Haittojen vähentämismenetelmien kehittäminen happamilla sulfaattimailla

Mitigation methods and their adaption on acid sulphate soil

Jaana Uusi-Kämppä[1], Peter Österholm[2], Rainer Rosendahl[3], Anna Bonde[4], Eeva Nuotio[4], Seija Virtanen[5] ja Eila Turtola[1]

[1]MTT, Kasvintuotannon tutkimus, 31600 Jokioinen: etunimi.sukunimi@mtt.fi
[2]Åbo Akademi, Geologi och mineralogi, Tuomiokirkontori 1, 20500 Turku
[3]ProAgria Österbottens Svenska Lantbrukssälskap, Handelsesplanaden 16D, 65100 Vaasa
[4]Etelä-Pohjanmaan ELY-keskus, PL 262, 65101 Vaasa
[5]Helsingin yliopisto, Maaperä- ja ympäristötiede, PL 27, 00014 Helsingin yliopisto

Johdanto

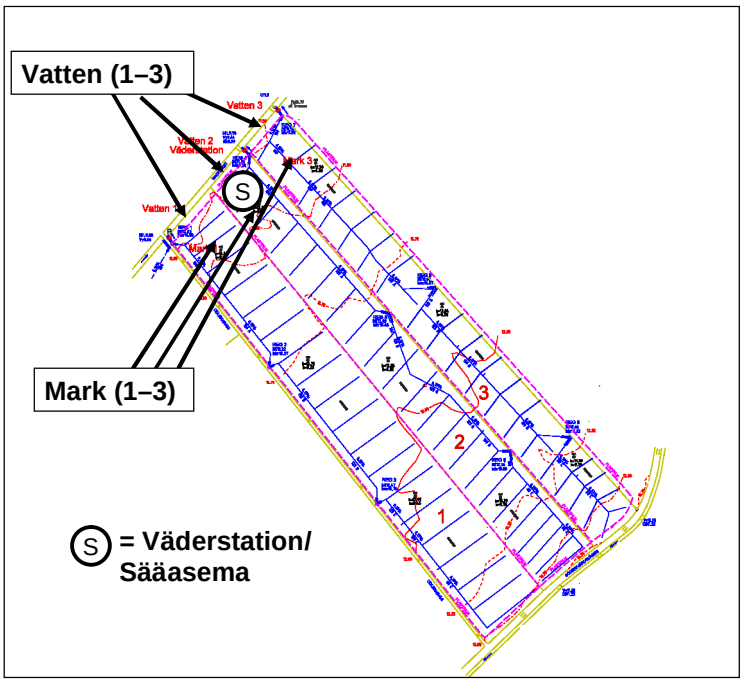
Suomessa on happamia sulfaattimaita viljelysmaana arviolta 50 000–336 000 ha ja ne sijaitsevat pääasiassa Pohjanmaalla [1]. Vanhat sulfidimaakerrostumat ovat vakaita niin kauan, kuin ne ovat pohjaveden pinnan alapuolella. Sen sijaan maiden kuivatuksesta aiheutunut happamuus- ja metallikuormitus (erityisesti Al) on merkittävästi heikentänyt pintavesien ekologista ja kemiallista tilaa sekä jokien ja rannikkoalueiden kalakantoja. Happamilta sulfaattimailta huuhtoutuu vesistöihin myös kadmiumia ja nikkeliä [1]. Ilmastonmuutoksen seurauksena hydrologiset ääriolot yleistyvät, mikä lisää riskejä happamuuden ja metallien huuhtoutumiseen happamilta sulfaattimailta. CATERMASS-tutkimushankkeen yhtenä tavoitteena on haittojen vähentämismenetelmien kehittäminen ja sopeuttaminen muuttuvissa ilmasto-oloissa [1–3].

Koekentät

Vuonna 2010 perustettiin Söderfjärdenin pilottikenttä (18,5 ha) Vaasan eteläpuolelle osana CATERMASS (Climate Change Adaption Tools for Environmental Risk Mitigation of Acid Sulphate Soils) -tutkimushanketta. Kenttä muodostuu kolmesta peltolohkosta (Kuva 1). Yhdellä lohkolla on tavallinen salaojitus, ja sillä pohjavesi saattaa laskea hyvinkin alas kuivina kausina. Toisella lohkolla pohjaveden korkeutta voidaan säätää säätökaivojen avulla (säätösalaojitus). Kolmannella lohkolla pohjaveden korkeutta voidaan nostaa säädön lisäksi pumppaamalla lisävettä salaojiin (salaojakastelu). Toukokuussa 2010 kaikki kolme lohkoa eristettiin muovilla, jonka tarkoituksena on estää veden virtailua lohkolta toiselle, kentän ulkopuolelle tai kentän ulkopuolelta lohkoille. Eristys tehtiin poistamalla ensin 30 cm:n pintamaakerros, minkä jälkeen ajettiin salaojakoneella 1,8 m syvä kaivanto, ja tähän asennettiin pystysuoraan eristysmuovi [2]. Kaivanto täytettiin kaivuumaalla ja pintamaakerros lisättiin viimeiseksi. Eristysmuovi on 1,5 m korkeaa aluskatemuovia ja sitä asennettiin maahan yli kolmen kilometrin matkalle.

Tutkimus ja seuranta aloitettiin kalibrointijaksolla, jonka aikana kaikki toimenpiteet toteutetaan kolmella ruudulla samalla tavoin. Kaikille kolmelle lohkolle kylvettiin keväällä 2010 samaan aikaan ohra ja myös kasvinsuojeluruiskutukset toteutettiin samanaikaisesti kaikilla lohkoilla. Kaikkiaan 9 pohjavesiputkea asennettiin kentälle kesäkuussa. Pohjaveden korkeudet käytiin tarkistamassa 2–4 viikon välein. Syksyllä kullekin lohkolle jätettiin puinnin jälkeen puimattomat ruudut, joilta kasvusto korjattiin satomittauksia varten (olki- ja jyväsadot, ravinneanalyysit). Lohkoilta otettiin keväällä ja syksyllä myös maanäytteet (0–25 ja 25–40 cm) ravinneanalyyseihin. Pohjanmaan ELY-keskus on ottanut vesinäytteitä salaojavedestä ravinne- ja metallimäärityksiin 1–2 kertaa kuukaudessa. Kalibrointijakson jälkeen aletaan selvittää pohjaveden korkeuden säätelyn vaikutuksia vesistökuormitukseen. Vastaavanlainen kenttä rakennettiin jo aikaisemmin, syksyllä 2009 Pietarsaaren lähelle Pedersöreen. Söderfjärdeniin asennettiin syyskuussa 2010 jatkuvatoimiset mittalaitteet, joilla

mitattaan mm. pohjaveden korkeutta, lohkolta poisvirtaavan salaojaveden määrää, pH:ta ja johtolukua sekä maan kosteutta ja lämpötilaa 30 ja 70 cm:n syvyydessä (Kuva 1).



Kuva 1. Söderfjärdenin pilottikenttä. Koejäsenet: (1) säätösalaojitus ja lisäveden pumppaus, (2) säätösalaojitus ja (3) tavallinen salaojitus. Mittauskohteet on merkitty seuraavasti: Vatten (1–3) = veden virtaama, lämpötila, pH ja johtoluku sekä Mark (1–3) = pohjaveden korkeus sekä maan lämpötila ja kosteus 30 ja 70 cm:n syvyydessä. Sääasema mittaa sadannan sekä ilman lämpötilan ja kosteuden.

Alustavia tuloksia

Vuoden 2010 aikana pilottikenttien vesi oli hapanta, pH oli yleensä noin 4, ja johtoluku sekä rikki- ja nitraattityppipitoisuudet olivat suuria. Sen sijaan ammoniumtypen ja liuenneen fosforin pitoisuudet olivat pieniä (Taulukko 1). Söderfjärdenissä jatkuvatoimisten mittausten aikana (lokakuu 2010) salaojavalunnan johtoluku oli 180–330 mS/m. Lokakuun sadanta oli 110 mm ja salaojavalunta noin 30 mm.

Taulukko 1: Salaojaveden pH, johtoluku sekä NO_3-N-, NH_4-N-, SO_4- ja PO_4-P-pitoisuudet 21.4.–3.11.2010 ELY-keskuksen ottamissa näytteissä.

Pilottikenttä	pH	Johtoluku	NO_3-N	NH_4-N	SO_4	PO_4-P
		mS/m	mg/l			µg/l
Söderfjärden	3,9–4,3	120–360	6,7–27	0,05–0,5	430–1300	2–19
Pedersöre	3,8–5,5	67–260	0,04–7,8	0,09–1,7	350–1400	<2–390

Kirjallisuus

[1] Maaseutuverkosto. 2009. Happamat sulfaattimaat. Maaseutuverkoston julkaisu. http://www.maaseutu.fi/fi/index/maatilat/esitteetjaoppaat.html
[2] Nurro, M. 2010. Happamien sulfaattimaiden vesistökuormitusta selvitetään. Maaseudun tiede 67,2 (31.5.2010): 2.
[3] Suomen ympäristökeskus. 2010. Happamien sulfaattimaiden ympäristöriskien vähentäminen – sopeutumiskeinoja ilmastonmuutokseen (CATERMASS). http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=369161&lan=FI

Maankäytön vaikutus maaperän hajotusprosesseihin

Effect of land use on soil decomposition processes

Kaisa Wallenius[1], Hannu Rita[2], Anu Mikkonen[1], Kaisa Lappi[1], Kristina Lindström[1], Helinä Hartikainen[1], Arjen Raateland[3] ja Maarit Niemi[4]

[1] Helsingin yliopisto, Elintarvike- ja ympäristötieteiden lts, PL 56, 00014 Helsingin yliopisto
[2] Helsingin yliopisto, Metsätieteiden lts, PL 27, 00014 Helsingin yliopisto
[3] Suomen ympäristökeskus, Tietokeskus, PL 140, 00251 Helsinki
[4] Suomen ympäristökeskus, Ekosysteemimuutos, PL 140, 00251 Helsinki

Johdanto

Maankäytön muutos metsästä viljelymaaksi muokkaa maaperän mikrobien elinolosuhteita huomattavasti mm. kasvillisuuden sekä orgaanisen aineen määrän ja laadun muutosten välityksellä. Eri maankäyttömuotojen vaikutuksia mikrobiyhteisöihin ja niiden aktiivisuuteen on tärkeä tutkia, koska mikrobit vastaavat orgaanisten yhdisteiden hajotuksesta maaperässä. Maaperän entsyymiaktiivisuudet indikoivat näitä hajotusprosesseja. Maaperäentsyymeistä on runsaasti tutkimuksia, mutta vain harvoin on systemaattisesti vertailtu entsyymiaktiivisuuksia eri maankäyttömuodoissa. Tietoa maan entsyymiaktiivisuuksien vaihtelun tasosta ja spatiaalirakenteesta koeruutujen kokoluokassa on niukasti, vaikka sitä tarvitaan kokeiden suunnittelussa ja alkuaineiden kierron ymmärtämisessä.

Tämän tutkimuksen tavoitteena oli verrata hiilen, fosforin ja rikin kiertoihin osallistuvien entsyymiaktiivisuuksien tason ja spatiaalisen vaihtelun eroja metsän, niityn ja pellon pintamaissa. Tällainen tutkimus oli mahdollista tehdä MTT:n koealueella Jokioisissa, jossa kaikki maankäyttömuodot esiintyvät rinnakkain syntyhistorialtaan samalla maaperällä [1]. Näytteenotto toteutettiin intensiivisen kasvukauden aikaan ottamalla kerralla yhteensä kaksisataa näytettä geostatistisen otantastrategian mukaisesti.

Menetelmät

Havaintoalue ja näytteenotto: Havaintokohteina olivat Yönin koealueella (MTT, Jokioinen) lähekkäin sijaitsevat kuusimetsä, niitty ja luomupelto, joihin rajattiin 10 m x 10 m koeruudut. Näytteenotto toteutettiin Digglen ja Lophavenin [2] mukaan ottamalla kustakin koeruudusta yhteensä 50 näytettä (25 hilapistetttä ja 25 lähiparia) 3,5 cm:n kairalla 0-5 cm:n syvyydestä. Metsämaasta otettiin lisäksi orgaanisen kerroksen alapuolinen 5 cm:n kerros mineraalimaata. Maankäytön historia ja kasvillisuus sekä menetelmät on kuvattu yksityiskohtaisesti aiemmin [3].

Entsyymimääritykset, DNA-analyysit ja taustamääritykset: Kahdeksan eri entsyymin aktiivisuudet mitattiin seulotuista ja -20 °C:ssa säilytetyistä 4 g maanäytteistä [4]. DNA eristettiin 2 g tai 4 g näytteistä käyttäen kaupallista PowerMax Soil DNA -menetelmää. Bakteeriyhteisön sormenjälkianalyysi toteutettiin LH-PCR-menetelmällä. Taustamuuttujat eli näytteiden kuivapaino, hehkutushäviö ja pH mitattiin standardimenetelmillä ja C ja N LECO CNS 1000 -laitteella.

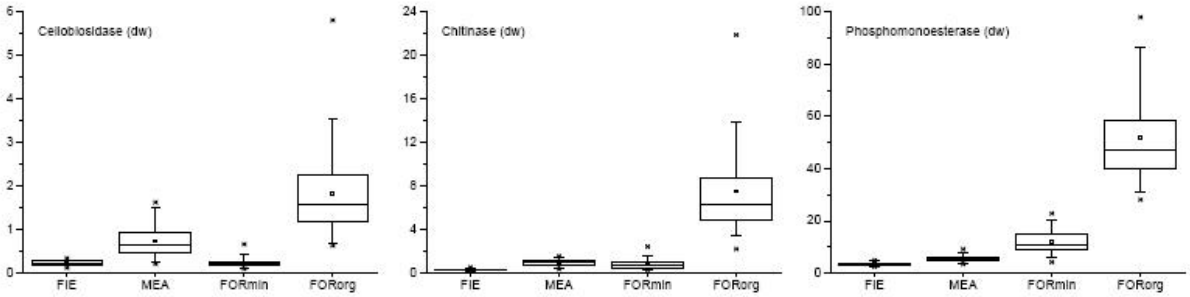
Spatiaalirakenteiden tarkastelu: Entsyymiaktiivisuuksien ja taustamuuttujien spatiaalista rakennetta tutkittiin semivariogrammianalyysillä geoR-ohjelmistolla [5]. Bakteeriyhteisörakenteen spatiaalinen riippuvuus analysoitiin tarkastelemalla sormenjälkiprofiilien similariteettia (Pearsonin korrelaatio) fyysisen etäisyyden funktiona.

Tulokset ja tarkastelu

Entsyymiaktiivisuus- ja bakteeriyhteisöprofiileissa oli selviä eroja maankäyttömuotojen välillä. Mineraalimaat ja metsän orgaaninen kerros ryhmittyivät erilleen. Entsyymitulokset tarkasteltiin tuore- ja kuivapainoa sekä orgaanista ainetta kohti laskettuina. Esimerkkejä kuivapainoa kohden lasketuista entsyymiaktiivisuuksista on esitetty kuvassa 1. Peltomaassa sekä aktiivisuuksien taso että spatiaalinen vaihtelu oli alhaisinta. Niittymaassa aktiivisuudet ja vaihtelu olivat suurempia, vaikka orgaanisen aineen pitoisuus oli keskimäärin sama kuin peltomaassa. Orgaanista ainetta kohti laskettuna viisi kahdeksasta entsyymistä antoi korkeimman aktiivisuuden niittymaassa. Tuore- ja kuivapainoa kohti laskettuna aktiivisuudet ja vaihtelu olivat suurimmat metsämaan orgaanisessa kerroksessa. Kitinaasi ja fosfomonoesteraasi olivat tarkastelutavasta riippumatta korkeimpia metsän orgaanisessa kerroksessa. Metsän mineraalimaa muistutti lähinnä peltomaata lukuun ottamatta suhteellisen korkeita aryylisulfataasin ja fosfomonoesteraasin aktiivisuuksia. DNA:n avulla arvioitu mikrobibiomassa heijasteli entsyymiaktiivisuustasoja. Bakteeriyhteisöprofiilien vaihtelu oli selvästi suurinta metsän orgaanisessa kerroksessa ja pienintä niittymaassa.

Selvä spatiaalirakenne, jossa varianssi kasvaa etäisyyden kasvaessa, havaittiin useimmille taustamuuttujille niitty- ja peltomaassa. Sitä vastoin biologisille muuttujille havaittiin vain harvoin spatiaalinen riippuvuus välillä 0,5-10 m.

Tulokset osoittavat, että maankäyttö vaikuttaa mikrobiyhteisön toimintaan ja rakenteeseen voimakkaasti. Huomattavia eroja havaittiin sekä entsyymiaktiivisuuksien ja mikrobibiomassan tasossa että vaihtelun suuruudessa. Maankäyttömuotojen sisäisen spatiaalirakenteen puuttumista selittävät biologisiin muuttujiin vaikuttavien ympäristötekijöiden monitahoisuus ja mikrobiyhteisömuutosten mikrotason mittakaava sekä se, että ilmeiset ympäristögradientit suljettiin kokeen ulkopuolelle (yhtenäinen topografia, maaperän ja kasvipeitteen tasalaatuisuus). Tutkimuksen tuloksia voidaan hyödyntää käytettäessä entsyymiaktiivisuuksia maan biologisen laadun indikaattorina ja näytteenoton optimoinnissa.



Kuva 1. Sellobiosidaasin, kitinaasin ja fosfomonoesteraasin aktiivisuudet (µmol MUF $3h^{-1}$ g^{-1}) kuivapainoa kohti laskettuina eri maan käyttömuodoissa (FIE = pelto, MEA = niitty, FORmin = metsä mineraalimaa, FORorg = metsä orgaaninen kerros).

Kirjallisuus

[1] Soinne, H., Uusitalo, R., Sarvi, M., Turtola, E. & Hartikainen, H., 2009. Characterisation of soil phosphorus with chemical extraction methods and ^{31}P-NMR spectroscopy in differently managed clay soil. V artikkeli väitöskirjassa: Soinne, H. Extraction methods in soil phosphorus characterisation_- Limitations and applications. Helsingin yliopisto. Pro Terra 47.

[2] Diggle, P.J. & Lophaven, S., 2004. Bayesian geostatistical design. John Hopkins University, Dept. of Biostatistics Working Papers. Working paper 42. http://www.bepress.com/jhubiostat/paper42.
[3] Wallenius, K., Rita, H., Mikkonen, A., Lappi, K., Lindström, K., Hartikainen, H., Raateland, R. & Niemi, R.M.. Effects of land use on the level, variation and spatial structure of soil enzyme activities and bacterial communities. Lähetetty Soil Biology and Biochemistry –lehteen syyskuussa 2010.
[4] ISO TS 22939, 2010. Soil quality – measurement of enzyme activity patterns in soil samples using fluorogenic substrates in micro-wells. The International Organization of for Standardization, Geneva, Switzerland, 1st edition.
[5] Ribeiro Jr, P.J. & Diggle, P.J., 2001. GeoR: a package for geostatistical analysis. R-NEWS 1, 15-18.

Kantojen korjuun vaikutukset metsämaaperän hajottajaeliöstöön ja kasvillisuuteen

Effects of stump harvesting on forest soil decomposers and vegetation

Saana Kataja-aho[1], Hannu Fritze[2] ja Jari Haimi[1]

[1]Bio- ja ympäristötieteiden laitos, Jyväskylän yliopisto, saana.kataja-aho@jyu.fi
[2]Metsäntutkimuslaitos, Vantaan toimintayksikkö

Johdanto

Kantojen korjuu on voimakkaasti lisääntynyt viime vuosina Suomessa. Kantoja korjataan biopolttoaineeksi päätehakkuun yhteydessä lähinnä kuusivaltaisilta aloilta. Toiminnan ympäristövaikutuksista on tällä hetkellä vielä hyvin vähän tutkimustietoa. Tämän tutkimuksen tavoitteena on selvittää miten kantojen korjuu vaikuttaa metsämaaperän hajottajaeliöyhteisöön ja hakkuualan kasvillisuuteen. Lisäksi hankkeessa tutkitaan kannonnoston vaikutuksia maaperän ravinnetalouteen, maaperästä vapautuvien yleisimpien kasvihuonekaasujen määriin, uudistusalalle istutettujen kuusentaimien kasvuun sekä taimien sienijuurten kehittymiseen. Hajottajaeliöt (kuten mikrobit, mikroniveljalkaisista punkit ja hyppyhäntäiset sekä sukkula- ja änkyrimadot) ovat tärkeitä metsäekosysteemin ekosysteemipalvelujen tuottajia, sillä ne ylläpitävät elintoimintojensa ja vuorovaikutustensa kautta ravinteiden kierrätystä hajottamalla kuollutta orgaanista ainesta ja vapauttamalla siihen sitoutuneita ravinteita jälleen kasvien käytettäväksi. Maaperässä tapahtuvat muutokset heijastuvat siten hajottajien yhteisörakenteen ja toiminnan kautta koko ekosysteemin tilaan ja toimintaan.

Aineisto ja menetelmät

Tutkimuksessa verrattiin kannonkorjuualojen (10 alaa) hajottajaeliöyhteisöjä ja alueelle hakkuiden jälkeen kehittyvää kasvillisuutta perinteisesti laikkumätästettyjen alojen (joilta kantoja ei poistettu, 10 alaa) eliöstöön 2-6 vuotta hakkuiden jälkeen. Vertailukohteena tutkittiin myös vastaavia hakkaamattomia metsiköitä. Tutkimusmetsiköt sijaitsivat Keski-Suomessa (Haukilahdessa Jämsän ja Oriveden kuntien alueilla) ja olivat hyvätuottoisia moreenimailla kasvavia kuusivaltaisia kangasmetsiä. Käsittelyssä paljastuneen mineraalimaan määrä arvioitiin kullakin koealalla. Mineraalimaan on todettu olevan selvästi heikkolaatuisempi elinympäristö useimmille hajottajaeliöille, ja siksi siinä elää selvästi vähemmän eliöitä kuin ehjäksi jääneessä maassa [1]. Maaperäeläimet eroteltiin laboratoriossa kullekin ryhmälle sopivalla menetelmällä kaksi kertaa vuodessa (touko- ja syyskuu) koealoilta kerätyistä maanäytteistä. Näytteet otettiin erikseen ehjäksi jääneestä maasta ja käsittelyissä paljastuneesta mineraalimaasta. Maan mikrobiyhteisön rakenne tutkittiin analysoimalla maanäytteiden rasvahappokoostumus. Kasvillisuus inventoitiin kerran kesässä heinäkuussa.

Tulokset ja niiden tarkastelu

Tutkimuksen tulokset osoittavat, että lyhyellä aikavälillä kantojen korjuu vähentää merkittävästi ainoastaan änkyrimatojen yksilömääriä (sekä ehjässä että mineraalimaassa), kun rikkoutuneen maanpinnan laajuutta ei oteta huomioon. Tämä voi kuitenkin olla merkittävää metsämaan ravinnetalouden kannalta, sillä änkyrimadot ovat havumetsiemme maaperän hajotustoiminnan keskeisimpiä eläimiä [2]. Selkeimmät erot useimpien eliöryhmien määrissä ja yhteisörakenteissa havaittiin ehjäksi jääneen maan ja paljastuneen mineraalimaan sekä hakkuualan ja hakkaamattoman metsän välillä. Maaperän eliöstö ja kasvillisuus muuttuivat myös ajan kuluessa käsittelyistä. Kannonnostoaloilla paljastuneen mineraalimaan osuus oli keskimäärin 70 % maa-alasta, kun laikkumätästetyillä aloilla osuus jäi noin 40 %:iin. Kun tämä ero otetaan huomioon, kantojen korjuu vähentää merkittävästi kaikkien alan maaperässä

elävien hajottajaeliöryhmien määriä. Koko hakkuualaa tarkasteltaessa voidaankin todeta, että vaikka mikään hajottajaeliöryhmä ei maaperästä kantojen korjuun seurauksena häviäkään, niin hajotustoiminta maassa muuttuu käsittelyitä seuraavina vuosina, koska hajottajia on kannonkorjuualoilla selvästi vähemmän verrattuna laikkumätästettyihin aloihin. Tämä voi olla merkittävä riski, kun tarkastellaan vaikutuksia metsämaan ravinnetalouteen ja esimerkiksi puiden kasvuun pidemmällä aikavälillä. Kasvillisuuden todettiin sen sijaan olevan runsaampaa ja monimuotoisempaa kannonnostoaloilla verrattuna laikkumätästettyihin hakkuualoihin. Tämä ei ole yllättävää, sillä voimakkaampi maan muokkautuminen ja suurempi paljastuneen mineraalimaan määrä kannonnostoaloilla mahdollistavat sekä tehokkaamman maaperän siemenpankin aktivoitumisen että alueelle kulkeutuvien siementen paremman itämisen. Jotta kantojen korjuun vaikutukset metsikkömittakaavassa voitaisiin ymmärtää paremmin, tarvitaan vielä lisätietoa ja myös pidemmän aikavälin tutkimuksia korjuun vaikutuksista uudistetun metsän eliöstöön ja sen toimintaan.

Kirjallisuus

[1] Siira-Pietikäinen, A., Haimi, J., and Fritze, H. 2003. Organisms, decomposition, and growth of pine seedlings in boreal forest soil affected by sod cutting and trenching. Biol. Fertility Soils 37: 163-174.
[2] Laakso, J., and Setälä, H. 1999. Sensitivity of primary production to changes in the architecture of belowground food webs. Oikos 87: 57-64.

Männyn juuristosienten tuottamat haihtuvat orgaaniset yhdisteet

Variable emissions of microbial volatile organic compounds (MVOCs) from root-associated fungi isolated from Scots pine

Hermanni Aaltonen[1,2], Jaana Bäck[1,2], Heidi Hellén[3], Maija K. Kajos[2], Johanna Patokoski[2], Risto Taipale[2], Jukka Pumpanen[1] ja Jussi Heinonsalo[4]

[1]Metsätieteiden laitos, PL 27, 00014 Helsingin yliopisto
[2]Fysiikan laitos, PL 64, 00014 Helsingin yliopisto
[3]Ilmatieteen laitos, PL 503, 00101 Helsinki
[4]Elintarvike- ja ympäristötieteiden laitos, PL 56, 00014 Helsingin yliopisto

Johdanto

Suurin osa kasvilajeista tuottaa haihtuvia orgaanisia yhdisteitä (VOC) ja myös maaperän on havaittu olevan niiden lähde[1,2]. Maaperän VOC-vuo vaihtelee voimakkaasti vuodenaikojen välillä, minkä oletetaan liittyvän maaperän biologiseen aktiivisuuteen[1,2]. Tutkimukset osoittavat hajoavan orgaanisen aineksen olevan kasvien juurten ja mikrobien ohella merkittävä VOC-emissioiden lähde[3,4]. Mikrobiaktiivisuus korreloi positiivisesti maaperän VOC-vuon kanssa[4,5], tosin mikrobit voivat myös toimia haihtuvien yhdisteiden nieluina[6,7].

VOC-yhdisteet toimivat signaaliyhdisteinä monenlaisissa kasvien ja maaperäeliöiden vuorovaikutustilanteissa[3,8] ja ne osallistuvat myös ektomykorritsainfektion syntyyn[9]. Oletimme, että maaperän sienillä on merkittävä rooli metsämaan VOC-vuossa, joten mittasimme laboratorio-olosuhteissa hajottaja-, mykorritsa- ja endofyyttisienikantojen tuottamia haihtuvia orgaanisia yhdisteitä.

Menetelmät

Valitsimme yhteensä kahdeksan sienilajia, jotka on eristetty männyn (*Pinus sylvestris* L.) juuristosta (endofyytit: *Phialocephala fortinii*, *Meliniomyces variabilis*; hajottajat: *Ophiostoma abietinum*, *Gymnopilus penetrans*; ektomykorritsat: *Piloderma olivaceum*, *Cenococcum geophilum*)[10]. Sieniä kasvatettiin laboratoriossa niukasti typpeä sisältävällä kasvualustalla puhdasviljelmissä kuukauden ajan. Sienten tuottamat yhdisteet mitattiin sekä reaaliaikaisesti protoninvaihtoreaktio-massaspektrometrillä (PTR-MS) että kaasukromatografi-massaspektrometrillä (GC-MS) adsorbenttiputkiin kerätyistä näytteistä. Näin pystyimme mittaamaan sekä pieniä hapellisia hiilivetyjä että isoprenoideja[11].

Tulokset ja tarkastelu

Sienten kasvunopeus vaihteli selvästi, koska vakioitu kasvualusta sopi heikommin osalle lajeista. Kaikki mitatut sienet tuottivat useita VOC-yhdisteitä, yhdisteiden määrän ja vuon suuruuden vaihtelivat selvästi. Suurinta vaihtelu oli hajottajien välillä. GC-MS mittauksissa limoneeni oli yleisin monoterpeeni, mutta myös α-pineenin, kamfeenin, β -pineenin, Δ^3-kareenin ja terpinoleenin emissioita havaittiin. Muita havaittuja yhdisteitä olivat linalooli, α-humuleeni (seskviterpeeni) sekä bentseeni. Myös PTR-MS mittauksissa isopreenin ja monoterpeenien tuotanto vaihteli suuresti lajien välillä. Suurimmat vuot PTR-MS mittauksissa havaittiin asetonilla 1.9 mg g(DW)$^{-1}$ h^{-1} (*P. olivaceum*) ja asetaldehydillä 0.114 mg g(DW)$^{-1}$ h^{-1} (*P. fortinii*).

Laboratoriokokeemme osoitti, että maaperän sienet kykenevät tuottamaan merkittäviä määriä haihtuvia yhdisteitä. Sienien tuottama VOC-vuo koostui pääasiassa hapellisista hiilivedyistä, mutta myös terpeenejä havaittiin kaikilla lajeilla. Tähän asti ekosysteemien VOC-vuon

mittaamisessa on keskitytty vain kasvien versoihin, mutta myös maaperällä näyttää olevan merkitystä voiden suuruuteen ja yhdistejakaumaan. Kun otamme huomioon boreaalisessa metsämaassa olevan suuren sienibiomassan, maaperän osuus koko metsikön VOC-vuosta nousee merkittäväksi. Maailmanlaajuisesti maaperästä vapautuvien VOC-päästöjen rooli on erittäin huonosti tunnettu, toisin kuin esimerkiksi hiilidioksidipäästöjen. VOC-päästöillä ei ole myöskään suurta merkitystä ekosysteemin hiilenkierrossa (vrt. hiilidioksidi), vaan niiden merkitys korostuu ilmakehässä tapahtuvissa kemiallisissa reaktioissa. Ilmastonmuutoksen mallinnus tarvitseekin kattavaa selvitystä maaperän roolista kemiallisten reaktioiden kautta ilmastoa todennäköisesti viilentävien VOC-yhdisteiden lähteenä.

Kirjallisuus

[1] Aaltonen, H., Pumpanen, J., Pihlatie, M., Hakola, H., Hellén, H. and Bäck, J. Boreal pine forest floor biogenic volatile organic compound emissions peak in early summer and autumn. Agricultural and Forest Meteorology, submitted.
[2] Hellén, H., Hakola, H., Pystynen, K.H., Rinne, J. and Haapanala, S. 2006. C_2-C_{10} hydrocarbon emissions from a boreal wetland and forest floor. Biogeosciences 3: 167-174.
[3] Asensio, D., Owen, S.M. Llusià, J. and Peñuelas, J. 2008. The distribution of volatile isoprenoids in the soil horizons around Pinus halepensis trees. Soil Biology and Biochemistry 40: 2937-2947.
[4] Asensio, D., Peñuelas, J., Ogaya, R. and Llusià, J. 2007. Seasonal soil VOC exchange rates in a Mediterranean holm oak forest and their responses to drought conditions. Atmospheric Environment 41: 2456-2466.
[5] Leff, J.W. and Fierer, N. 2008. Volatile organic compound (VOC) emissions from soil and litter samples. Soil Biology and Biochemistry 40: 1629-1636.
[6] Owen, S.M., Clark, S., Pompe, M. and Semple, K.T. 2007. Biogenic volatile organic compounds as potential carbon sources for microbial communities in soil from the rhizosphere of Populus tremula. FEMS Microbiology Letters 268: 34-39.
[7] Smolander, A., Ketola, R.A., Kotiaho, T., Kanerva, S., Suominen, K., and Kitunen, V. 2006. Volatile monoterpenes in soil atmosphere under birch and conifers: Effects on soil N transformations. Soil Biology and Biochemistry 38: 3436-3442.
[8] Kai, M., Effmert, U., Berg, G. and Piechulla, B. 2007. Volatiles of bacterial antagonists inhibit mycelial growth of the plant pathogen Rhizoctonia solani. Archives of Microbiology 187: 351-360.
[9] Splivallo, R., Novero, M., Bertea, C.M., Bossi, S. and Bonfante, P. 2007. Truffle volatiles inhibit growth and induce an oxidative burst in Arabidopsis thaliana. New Phytologist 175: 417-424.
[10] Heinonsalo, J., Koskiahde, I. and Sen, R. 2007. Scots pine bait seedling performance and root colonizing ectomycorrhizal fungal community dynamics before and during the 4 years after forest clear-cut logging. Canadian Journal of Forest Research 37: 415-429.
[11] Bäck, J., Aaltonen, H., Hellén, H., Kajos, M.K., Patokoski, J., Taipale, R., Pumpanen, J. and Heinonsalo, J. 2010. Variable emissions of microbial volatile organic compounds (MVOCs) from root-associated fungi isolated from Scots pine. Atmospheric Environment 44: 3651-3659.

Sienilajiston sukkessio lahovilla kuusirungoilla

Fungal succession in decaying Norway spruce logs

Tiina Rajala[1], Mikko Peltoniemi[1], Taina Pennanen[1] ja Raisa Mäkipää[1]

[1]Metsäntutkimuslaitos, Vantaan tutkimusyksikkö, PL 18, 01301 Vantaa

Johdanto

Lahopuu ja sen hajotus ovat keskeisiä metsäekosysteemin biodiversiteetin sekä hiilen ja ravinteiden kierron kannalta. Boreaalisissa metsissä puun lahotuksesta vastaavat pääasiassa sienet. Lahopuulla elävien sienien tuntemus ja tieto niiden habitaattivaatimuksista sekä sukkessiosta rajoittuu lähinnä helposti havaittaviin itiöemiin (kuten käävät) (1) ja sieniin, joita pystytään viljelemään kasvatusalustalla. Puiden lahotusnopeutta ennustavat mallit ovat osoittaneet, että lahotusnopeus ei ole vakio (2). Lahotusnopeuden suhdetta sienilajiston dynamiikkaan ei kuitenkaan tunneta vielä hyvin.

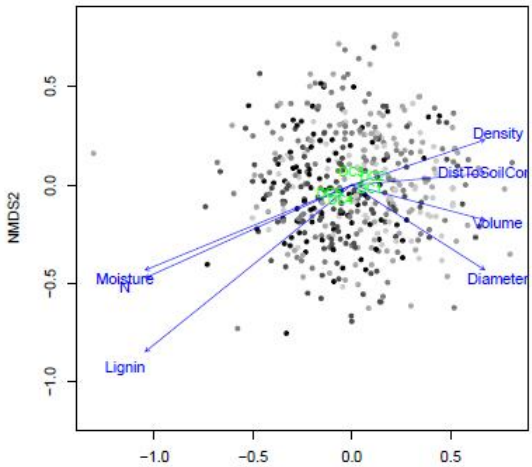
Tutkimme lahoavassa puussa kasvavan sieniyhteisön sukkessiota molekyylibiologisilla menetelmillä. Tavoitteena oli tutkia: (i) kuinka sieniyhteisö muuttuu puun lahotessa ja sen laadun muuttuessa, (ii) mitkä tekijät vaikuttavat sienilajiston sukkessioon, (iii) millainen sieniyhteisö on lahotusnopeuden ollessa suurimmillaan.

Aineisto ja menetelmät

Koealoina oli viisi luonnontilaisen kaltaista, kuusivaltaista metsikköä Etelä- ja Keski-Suomessa. Koealoilta mitattiin kuollut ja elävä puusto, määritettiin kääpälajisto itiöemien perusteella ja otettiin näytteet yhteensä noin 600 maapuurungosta. Puunäytteistä eristettiin suoraan DNA/RNA, ja sieniyhteisö analysoitiin PCR-DGGE menetelmällä (polymerase chain reaction-denaturing gradient gel electrophoresis) sekä Sanger sekvensoinnilla (3, 4). Näytepuista analysoitiin myös niiden läpimitta, pituus, tiheys, N, C/N suhde, ligniini, vesi- ja etanoliuuttuvat yhdisteet sekä kosteus.

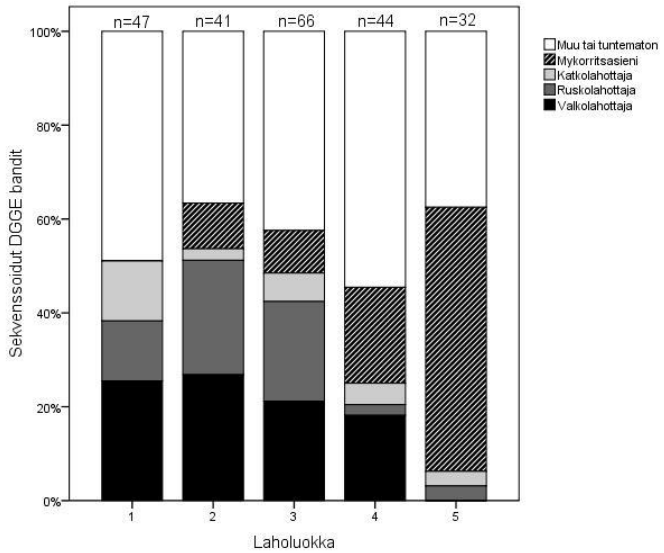
Tulokset ja tarkastelu

Havaitsimme, että sieniyhteisö muuttui puun lahotessa. Puun tiheys, etäisyys maan pintaan, typpipitoisuus, kosteus, ligniinipitoisuus, läpimitta ja tilavuus olivat merkitsevästi yhteydessä sieniyhteisön rakenteeseen (kuva 1). Kuusien sienilajisto poikkesi muista puulajeista, erityisesti lehtipuista (3).



Kuva 1. Kuusilahopuiden sieniyhteisöt ordinaatioanalyysin (NMDS, nonmetric multidimensional scaling) ryhmitteleminä ja puun laatua kuvaavat muuttujavektorit sovitettuna ordinaatioratkaisuun. Symbolien tummuusaste kuvaa runkojen lahoastetta siten, että tummimmat ovat lahonneimpia ja vaaleimmat vähiten lahonneita puita.

Sienidiversiteetti oli suurimmillaan lahosukkession loppuvaiheessa, jolloin metabolisesti aktiivisten sienilajien osuus oli suuri (4). Askomykeetit, kuten monet katkolahottajat ja endofyyttiset sienet, olivat yleisiä lahosukkession alkuvaiheessa. Tehokkaina lahottajina pidetyt valko- ja ruskolahottajat muodostivat noin puolet sienilajeista lahosukkession alku- ja keskivaiheilla lahotusnopeuden ollessa yleensä suurimmillaan, mutta sukkession lopussa mykorritsasienet olivat selvästi yleisin sieniryhmä (kuva 2).



Kuva 2. Sienilajien elintapa-ryhminen muutos kuusimaapuiden lahosukkessiossa (laholuokitus 1-5).

Suoraan DNA eristykseen lahopuusta perustuva sienilajiston määrityksemme osoitti, että lahopuulla elää monimuotoinen sieniyhteisö, josta kääpälajit muodostavat vain osan ja josta suuri osa on tuntemattomia lajeja. Vaikka käyttämämme menetelmät soveltuivat osoittamaan sienisukkession lahopuulla, voisi moderni 454 pyrosekvenssointi mahdollistaa sienilajien habitaattivaatimusten tarkemman analysoinnin (5).

Kirjallisuus

[1] Renvall P, 1995. Community structure and dynamics of wood-rotting Basidiomycetes on decomposing conifer trunks in northern Finland. *Karstenia* 35: 1–51.
[2] Mäkinen H, Hynynen J, Siitonen J, Sievänen R, 2006. Predicting the decomposition of Scots pine, Norway spruce, and birch stems in Finland. *Ecological Applications* 16: 1865–1879.
[3] Rajala, T., Peltoniemi, M., Pennanen, T. and Mäkipää, R. 2010. Relationship between wood-inhabiting fungi determined by molecular analysis (denaturing gradient gel electrophoresis) and quality of decaying logs. *Canadian Journal of Forest Research*. Painossa.
[4] Rajala, T., Peltoniemi, M., Hantula, J., Mäkipää, R. ja Pennanen, T. 2010. RNA reveals a succession of active fungi during the decay of Norway spruce logs. Lähetetty.
[5] Ovaskainen O, Nokso-Koivisto J, Hottola J, Rajala T, Pennanen T, Ali-Kovero H, Miettinen O, Oinonen P, Auvinen P, Paulin L, Larsson K-H, Mäkipää R, 2010a. Identifying wood-inhabiting fungi with 454 sequencing - what is the probability that BLAST gives the correct species? *Fungal Ecology* 3: 274–283.

Kuusen geneettisen perimän vaikutus symbionttisten ektomykorritsasienien monimuotoisuuteen

Ectomycorrhizal community structure: The role of host tree genotype

Sannakajsa Nylund[1], Matti Haapanen[1], Tiina Rajala[1], Andy F.S. Taylor[2] ja Taina Pennanen[1]

[1] Metsäntutkimuslaitos, Vantaan yksikkö, 01301 Vantaa
[2] Macalay Land Use -instituutti, Craigiebuckler, Aberdeen, AB15 8QH, Iso-Britannia

Johdanto

Puiden taudinkestävyyden tiedetään olevan geneettisesti säädeltyä, mutta tietämyksemme isännän genotyypin vaikutuksesta mykorritsasymbioosin muodostumiseen on edelleen vähäistä. Viimeaikaisissa tutkimuksissa on saman puulajin sisällä havaittu merkitsevää vaihtelua mykorritsayhteisörakenteessa [1, 2]. Myös puuyksilöiden kyvyssä muodostaa ektomykorritsoja yksittäisen sienikannan kanssa on osoitettu olevan geneettinen perusta [3]. Aiempien tutkimusten valossa näyttää siltä, että isännän genotyyppi säätelee mykorritsojen yhteisörakennetta, joka puolestaan saattaa vaikuttaa isäntäpuun kasvuun ja elinvoimaisuuteen. Tässä työssä tutkitaan kuusentaimien (*Picea abies* L. Karst) geneettisen perimän vaikutusta ektomykorritsayhteisön monimuotoisuuteen.

Aineisto ja menetelmät

Kuusipistokkaat kerättiin Mäntsälästä alkutalvesta 2008 ja juurrutettiin kasvuturpeessa seuraavana keväänä. Pistokkaiden koulinnan yhteydessä 55 kuusikloonin juurtuneet pistokkaat inokuloitiin viiden ektomykorritsasienen vegetatiivisella sienirihmastolla.

Työssä käytetyt sienikannat *Laccaria laccata*, *Piloderma sp.*, *Paxillus involutus* ja *Amphinema byssoides* oli eristetty suomalaisista nuorista kuusitaimista. Viides kokeessa käytetty sienikanta *Cadophora finlandia* (ARON3669.S) oli norjalaista alkuperää. Kunkin sienikannan vegetatiivinen rihmasto esikasvatettiin 2–3 kuukauden aikana 20 °C:ssa autoklavoidussa 1/2 MMN kostutetussa turve-vermikuliittiseoksessa.

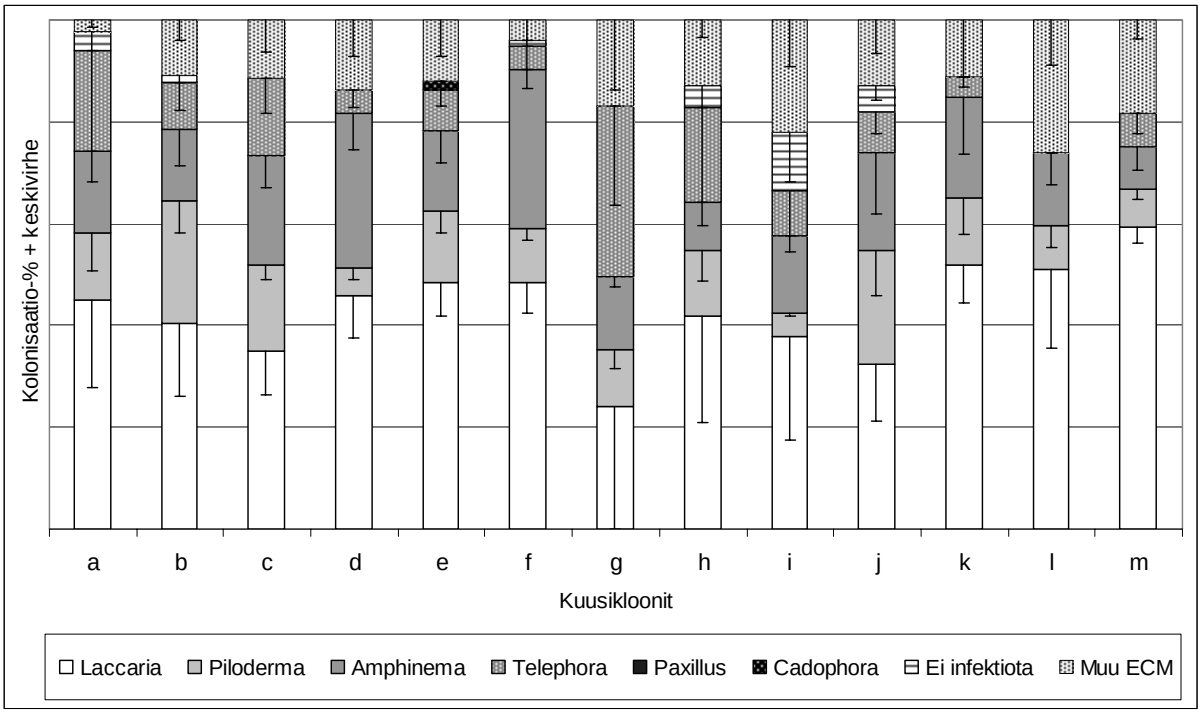
Ektomykorritsasienien tunnistus
Juurenkärkiä kolonisoivien sienien tunnistamiseksi kehittelimme tehokkaan DNA:n monistumiseen perustuvan tunnistusmenetelmän, joka mahdollisti myös useampien kolonisoivien sienien tunnistamisen yhdestä ainoasta juurenkärjestä. Muokkasimme kaupallista kasvimateriaalille kehiteltyä tuotetta (Phire® Plant Direct PCR Kit, Finnzymes) monistaaksemme mykorritsasienien ITS-aluetta suoraan juurenkärjistä, ilman kallista ja aikaa vievää DNA:n eristysvaihetta. Sienien tunnistus perustui monistuvien tuotteiden kokovaihteluun agaroosigeelissä, johon PCR-tuotteet ajettiin yhdessä referenssinäytteiden kanssa.

Ektomykorritsakolonisaatio eri isäntägenotyypeillä

Kuusikloonien välillä oli havaittavissa eroja kolonisaatioprofiileissa, mikä saattaa viitata isännän genotyypin vaikutukseen ektomykorritsasienien varhaisessa kolonisaatiossa (kuva 1). Lohisieni (*Laccaria*) ja kuopikka (*Amphinema*) olivat tehokkaimmat kolonisoijat yhdessä taimitarhalta tulleen karvasilokan (*Telephora terrestris*) kanssa. Yllättäen kokeen tehokkain kolonisoija, lohisieni, puuttui joidenkin pistokkaiden sieniyhteisöstä kokonaan.

Lyhytjuurten tiheys vaihteli kuusikloonien välillä, mutta ei saman kloonin siirrostettujen ja siirrostamattomien pistokkaiden välillä. Kontrollipistokkaat olivat pääosin kolonisoituneet

taimitarhalta tarttuneella karvasilokka-sienellä. Kontrollipistokkaiden kolonisoituminen oli keskimäärin hieman vähäisempää kuin ektomykorritsasienillä siirrostettujen pistokkaiden.



Kuva 1. Ektomykorritsakolonisaatio kuusiklooneilla

On esitetty arvioita siitä, että taimien kyky muodostaa ektomykorritsoja kannattaisi liittää metsänjalostuohjelmien vaatimuksiin [4]. Aineistomme perusteella tulemme arvioimaan missä määrin juuristosieniyhteisön monimuotoisuus on isännän geneettisen säätelyn alaista.

Kirjallisuus

[1] Korkama, T., Pakkanen, A. & Pennanen, T. 2006. Ectomycorrhizal community structure varies among Norway spruce (Picea abies) clones. New Phytologist 171 (4): 815–824.
[2] Gehring, C.A., Theimer, T.C., Whitham, T.G. & Keim, P. 1998. Ectomycorrhizal fungal community structure of pinyon pines growing in two environmental extremes. Ecology 79 (5):1562–1572.
[3] Tagu, D., Bastien, C., Faivre-Rampant, P., Garbaye, J., Vion, P., Villar M. & Martin F. 2005. Genetic analysis of phenotypic variation for ectomycorrhiza formation in an interspecific F1 poplar full-sib family. Mycorrhiza, 15 (2):87–91.
[4] Rosado, S.C.S., Kropp, B. R. & Piché, Y. 1994. Genetics of ectomycorrhizal symbiosis: II. Fungal variability and heritability of ectomycorrhizal traits. New Phytologist. 126 (1):111–117.

Maaperän pitkäaikaisen lämmityksen, lannoituksen ja kastelun vaikutus kuusen hienojuuriin, mykorritsallisiin lyhytjuuriin ja sienirihmastoon

Effects of long-term temperature, nutrient and water manipulation on Norway spruce fine roots, mycorrhizal root tips and mycelia production

Jaana Leppälammi-Kujansuu[1], Lars Ola Nilsson[2], Ivika Ostonen[3], Dan Kleja Berggren[4], Shabhu Sah[1] ja Heljä-Sisko Helmisaari[1]

[1] Metsäntutkimuslaitos (Metla), PL 18, 01301 Vantaa
Nykyinen: Helsingin yliopisto, Metsätieteiden osasto, PL 27, 00014 Helsingin Yliopisto
[2] University of Copenhagen, Forest & Landscape Denmark, Rolighedsvej 23, DK-1958 Frederiksberg C, Denmark
[3] University of Tartu, Institute of Botany and Ecology, Lai 40, EE-51005 Tartu, Estonia
[4] Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Soil and Environment, P.O. Box 7001, SE-75007 Uppsala, Sweden

Hiilen varastoinnissa metsämaahan hienojuuret ovat merkittävässä roolissa, jonka vuoksi niiden vasteet erilaisiin ympäristöolosuhteisiin on tärkeä selvittää. Tässä tutkimuksessa tutkittiin pitkäaikaisen maaperän lämmittämisen, lannoittamisen ja kastelun vaikutuksia kuusen, *Picea abies* (L.) Karst.), hienojuuriin, ektomykorritsallisiin lyhytjuuriin sekä sienirihmastoon. Vertailukoealoja lukuun ottamatta kaikki koealat olivat kasteluja. Maakairanäytteiden avulla selvitettiin hienojuurten (läpimitta < 1 mm ja 1-2 mm) bio- ja nekromassa, elävät/kuolleet –suhde, ektomykorritsallisten lyhytjuurien määrä ja morfologia sekä kahdella eri menetelmällä (ergosterolikonsentraatio ja PLFA) mitaten sienirihmaston tuotannon määrä. Kastelluilla aloilla oli hienojuurten biomassa kaikkein pienin, mutta ektomykorritsallisten lyhytjuurten biomassan osuus koko hienojuurten biomassasta oli niissä kaikkein suurin. Eniten hienojuuribiomassaa oli aloilla, joita oli sekä lannoitettu että lämmitetty (ja kasteltu), vaikkakaan ero lannoitettuun ilman lämmitystä ei ollut huomattava. Näillä sekä lannoitetuilla että lämmitetyillä aloilla ektomykorritsalliset lyhytjuuret olivat n. 20 % lyhyempiä, läpimitaltaan merkitsevästi suurempia ja juuren tiheys (root tissue density) oli pienempi. Lannoitus lisäsi merkitsevästi hienojuurten biomassaa ylemmässä kivennäismaakerroksessa ja yhdessä lämmityksen kanssa syvemmissä kivennäismaakerroksissa. Lannoituksen positiivinen vaikutus hienojuurten kokonaisbiomassaan oli tilastollisesti merkitsevä lannoittamattomiin käsittelyihin verrattuna. Kaikissa käsittelyissä orgaanisen kerroksen hienojuurten elävät/kuolleet -suhde oli korkeampi kuin kivennäismaassa, ja lämmitettyjen alojen syvemmissä kivennäismaakerroksissa tämä suhde oli merkitsevästi korkeampi kuin ei-lämmitettyjen. Lämmityksellä yhdessä lannoituksen kanssa oli tilastollisesti merkitsevä positiivinen vaikutus ektomykorritsallisten lyhytjuurten kokonaismäärään syvimmässä kivennäismaakerroksessa, kun taas lannoituksella negatiivinen vaikutus ektomykorritsallisten lyhytjuurten määrään juurten painoyksikköä kohti ylemmässä kivennäismaakerroksessa. Ektomykorritsasienten rihmaston tuotanto oli suurinta lämmitetyillä aloilla, ja lyhytjuurten morfologiaa muutti voimakkaimmin lannoitus.

Lumen vesipitoisuuden määrittäminen EM aallon kulkunopeuden perusteella

Snow wetness measurements by using Ground Penetrating Radar

Pekka Hänninen[1], Juha Majaniemi[1], Osmo Äikää[1], Matti Piekkari[2] ja Raimo Sutinen[2]
[1] Geologian tutkimuskeskus, ESY
[2] Geologian tutkimuskeskus, PSY

Johdanto

Suomessa lumen sulamisessa vapautuu suuri vesimäärä aikana, jolloin kasvit eivät käytä vettä ja jolloin ei ole haihduntaa. Lumen alla ollut maaperä on harvoin niin jäässä, etteikö se pystyisi vastaanottamaan lumesta sulavaa vettä [5]. Yleensä lumen sulamisvaihe kestää 2-3 viikkoa, jolloin vettä vapautuu 10-20 mm päivässä, mikä useimmissa tapauksissa ylittää maaperän kyvyn imeä vettä aiheuttaen tulvia.

Tulvaennusteita varten pyritään lumen paksuutta ja tiheyttä mittaamalla ratkaisemaan lumeen sitoutuneen veden määrä. Lumen paksuutta voidaan mitata käsin tai automaattisesti havaintoasemalla [1,4]. Korkeataajuinen (≥1GHz) maatutkaluotaus on tehokas tapa alueellisen lumen paksuuskartoitukseen [7]. Maatutkaluotaus tarvitsee aina tuekseen manuaalisia lumenpaksuusmittauksia. Lumen tiheys määritetään punnitsemalla tilavuustarkkoja näytteitä. Jo 1982 Ulriksen [6] esitti lumen tiheyden määrittämistä elektromagneettisen (EM) pulssin ominaisuuksien perusteella. EM-pulssin käyttöä lumen tiheyden määrittämiseen tutkitaan edelleen [2,3]. Vaikka teoria on selkeä, menetelmää ei ole kehitetty tuotannolliseen käyttöön sopivaksi. Tässä tutkimuksessa on keskitytty lumen vesiarvon ja EM-aallon kulkunopeuden sekä sulavan lumen aiheuttaman maapulssiheijasteen voimakkuuden mittaamiseen.

EM-pulssin ominaisuudet ja lumi

EM-pulssin kulkunopeus on ilmassa (dielektrisyys, $\varepsilon r=1$) 30 cm/ns ja se on kääntäen verrannollinen väliaineen dielektrisyyden neliöjuureen. Maaperään liittyvissä sovelluksissa EM-pulssin kulkunopeus riippuu maan veden ($\varepsilon r=81$) osuudesta, mutta kuivan lumen tilanteessa jään ($\varepsilon r=3.2\ldots3.8$) tilavuusosasta. Tässä tutkimuksessa Etelä-Suomesta kerättyjen pakkaskauden (12.1.-9.3.2010, N=125) näytteiden lumen tiheyden keskiarvo oli 0.20 kg/dm3, joten kuivalumen tilavuudesta noin 22% on jäätä. Tilavuusosien perusteella laskettuna kuivan lumen εr on 1.55. Se tarkoittaa, että 60 cm matkalla kuivaa lunta EM-pulssin edestakainen kulkuaika kestää nanosekunnin kauemmin kuin ilmassa. Korkeataajuisilla maatutka-antenneilla jo 0.1 ns erot on helppo havaita.

EM-pulssin heijastusvoimakkuus dielektrisellä rajapinnalla on sitä suurempi, mitä suurempi on rajapinnan dielektrisyysero. Edellä mainituilla arvoilla kuivan lumen ja ilman välisellä rajapinnalla heijastuskerroin on 0.1, mikä on riittävä rajapinnan havaitsemiseksi. Lumen kostuessa tai jäätyessä heijastuskerroin kasvaa. Maaperän pienimmät dielektrisyydet suuruusluokkaa neljä, joten kuivan lumen ja maan välillä on dielektrinen rajapinta, jonka heijastuskerroin on kaksinkertainen ilman ja kuivan lumen aiheuttamaan rajapintaan nähden.

Mittausjärjestelyt ja alustavat tulokset

Aikavälillä 9.2.-29.3.2010, pakkaskaudelta sulamisen alkuvaiheeseen, mitattiin kahdeksan kertaa lumen tiheys ja määritettiin lumen dielektrisyys. Maatutkaluotauksessa käytettiin 1GHz:n antennia, joka asetettiin paikalleen lumen päälle. Tulokset tukivat aiemmin tehtyjä

havaintoja [3] siitä, että lumen tiheys pysyy lähes muuttumattomana pakkaskaudella ja muuttuu nopeasti lumien alkaessa sulaa. Kuivan lumen laskennallisten dielektrisyyksien keskiarvo oli 1.3 ja se nousi 1.7:ään lumen tiheyden noustessa 0.27 kg/dm^3.

Mittauksissa seurattiin myös maapulssin amplitudia. 28.2.-2.3. ilman lämpötila mittauspisteellä säilyi nollan yläpuolella. Lumen pinta laski 5 cm 26.2.-1.3. mittauskertojen välillä. Lumen tiheydessä ei havaittu muutosta ja mitatut dielektrisyydetkin pysyivät mittaustarkkuuden mukaan samoina. Kuitenkin maapulssin amplitudi kasvoi 50 %, mikä osoitti maan pinnan kostuneen. Kolmena seuraavana (5.3., 9.3. ja 15.3.) mittauskertana ilman lämpötila oli nollan alapuolella ja maapulssin amplitudi pysyi 10 % tarkkuudella samana.

Johtopäätökset

Kun korkeataajuinen maatutkaluotausantenni asennetaan vakiokorkeudelle maasta, havaitaan lumen yläpinta sekä maapulssi. Niiden välisestä aikaerosta voidaan laskea lumen tiheys ja maapulssin paikan siirtymisestä lumen vesiarvo mm/m^2. Tämän lisäksi maapulssin amplitudin muutoksista havaitaan, milloin maan kyky imeä lumen sulamisvettä ylittyy ja lumen alle alkaa kertyä vapaata vettä. Tutkimuksessa havaittiin, että lumen tiheys pysyy pakkaskautena lähes vakiona. Jo lyhytaikainen talvisuoja nostaa maapulssin amplitudia ilmentäen lumen sulamista.

Tutkimuksessa on ollut käytettävissä 1GHz:n maatutka-antenni. Taajuuden nostaminen 2-4 GHz:iin parantaisi mittauksen tarkkuutta ilman, että menetetään signaalin läpäisevyyttä.

Kirjallisuus

[1] Campbell Scientific, 2007. SR50A Sonic Ranging Sensor. Instruction manual. 34s.
[2] Granlund, N., Lundberg, A., Feiccabrino, J. ja Gustafsson, D. 2009. Laboratory test of snow wetness influence on electrical conductivity measured with ground penetrating radar. Hydrology Research 40.1: 33-44.
[3] Hänninen, P., Lojander, S., Sutinen, R., Musta, V., Äikää, O., Aro, I. ja Majaniemi, J. 2002. Lumen tiheyden mittaaminen dielektrisin menetelmin. Geologian tutkimuskeskus, Raportti P31.4.021, 29s.
[4] OTT 2007. Radar Level Sensor, 2007. Internet technical data sheet.
[5] Sutinen, R., Hänninen, P. ja Venäläinen, A. 2008. Effect of mild winter events on soil water content beneath snowpack. Cold regions science and technology 51(2008): 56-67.
[6] Ulriksen, P., 1982. Application of impulse radar to civil engineering. Lund university of technology, Doctoral thesis, 175 s.
[7] Vajda, A., Venäläinen, A., Hänninen, P. ja Sutinen, R. 2006. Effect of vegetation on snow cover at northern timberline: a case study in Finnish Lappland. Silva Fennica 40(2): 195-207.

Maa- ja salaojaveden monitorointi Ylistarossa 2009-2010

The monitoring results of soil and underdrain water in Ylistaro 2009-2010

Pekka Hänninen[1], Arjo Kangas [2] ja Osmo Äikää[1]
[1] Geologian tutkimuskeskus, ESY
[2] Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus

Johdanto

Geologian tutkimuskeskus on monitoroinut maan lämpötilaa ja vesipitoisuutta Maa- ja elintarviketalouden Etelä-Pohjanmaan Ylistaron tutkimusasemalla nurmikentällä vuoden 2001 toukokuusta alkaen. Vuoden 2009 kesäkuussa alueelle perustettiin toinen monitorointiasema (Y2), jolla seurataan maan vesipitoisuutta ja sähkönjohtavuutta 35 cm syvyydellä viljellyn pellon reuna-alueella ja sen avo-ojan vastaisella suojavyöhykkeellä. Lisäksi uudella asemalla seurataan noin viiden hehtaarin alueen salaojien kokoomakaivon veden sähkönjohtavuutta ja lämpötilaa.

Mittausjärjestelyt

Vuonna 2001 perustetulla asemalle (Y1) asennettiin lämpötila- (Campbell sci T107) ja kosteusanturit (Campbell sci CS615) vaakasuoraan syvyyksille 10, 30, 50, 70 ja 90 cm. Asemalle Y2 asennettiin maan kosteus- (Campbell sci CS616) ja sähkönjohtavuusanturit (GTK) anturit 35 cm syvyydelle sekä suojavyöhykkeelle kolmen (pelto-3m) ja yhden (pelto-1m) etäisyydelle pellon reunasta että pelolle metri pellon reunasta (pelto+1m). Maan lämpötilaa seuraamaan asennettiin suojavyöhykkeelle (pelto-1m) yksi lämpötila-anturi (T107). Salaojan kokoomakaivossa oli suljettava poistoputki. Pellolta poistuvan salaojaveden monitoroinnin lämpötila- ja sähkönjohtavuusanturi (Campbell sci CS547) asennettiin salaojakaivoon poistoputken suulle putken puolivälin korkeudelle 135 cm maanpinnan alapuolelle. Toinen veden lämpötilaa seuraava anturi (T107) asennettiin 15 cm sähkönjohtavuusanturin yläpuolelle. Kolmen tunnin välein tapahtuneet mittaukset tallentuivat tiedonkeruulaitteille.

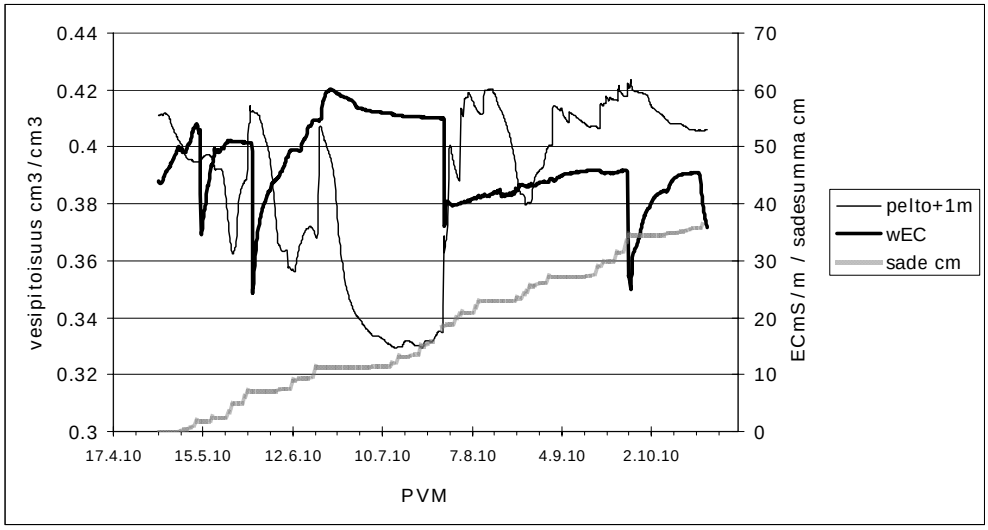
Alustavat tulokset

Aseman Y1 perusteella vuosi 19.10.2009-19.10.2010 oli selvästi sekä kylmä että lämmin verrattuna koko aseman monitorointiaikaan. Viimeisen vuoden ilmalämpötilan ala- ja ylädesiilit olivat viisi astetta matalampia ja korkeampia kuin koko monitorointiajan vastaavat arvot. Maalämpötilat ja –kosteudet eivät viimeisen vuoden aikana poikenneet merkittävästi koko monitorointijakson arvoista. Merkittävin maaperän olosuhdepoikkeama poikkeama oli se, että maavesi ei jäätynyt 30 cm syvyydellä talvella 2010, kun koko seurannassa 5% maakerroksen havainnoista ilmentää maaveden täydellistä tai lähes täydellistä jäätymistä.

Seurantajakson 24.6.2009-19.10.2010 aikana maan mediaanikosteus 35 cm syvyydellä oli suurin pellolla (pelto+1m) ollen 34 tilavuus-%, kun se muissa saman syvyyden mittauspisteissä oli 5−7 %-yksikköä pienempi. Maan sähkönjohtavuuden mediaaniarvo oli pelto+1m 7.8 mS/m. Se laski heti suojavyöhykkeen alussa (pelto-1m) 3.0 mS/m:iin ja edelleen kolmen metrin päässä pellon reunasta 1.4 mS/m:iin. Vesipitoisuudella normeerattunakin sähkönjohtavuus laskee viidenteen osaan siirryttäessä kolme metriä pellon reunalta poispäin. Ainakin tässä tapauksessa suojavyöhyke toimii tehokkaasti maaperän ionien sitojana.

Vuoden 2009 toukokuussa peltolohkoa lannoitettiin normaalisti. Kun peltolohkon seuranta alkoi vasta 24.6., ei kevään lannoituksen vaikutusta tuloksiin voitu todentaa. Vuonna 2010 lohkon lähinnä mittauskaivoa oleva puolisko (2,4 ha) oli kesannolla. Sitä lannoitettiin vasta syksyllä (24.8.) N 72 kg, P 18 kg ja K 57 kg. Loppuosalle levitettiin keväällä 5.5. alkaen lannoitetta N 268 kg. P 32 kg ja K 150 kg.

Ajanjaksolla 01.05.−19.10.2010 viikon sadesumman mediaani oli 15.3 mm ja ylädesiili 30.5 mm. Salaojakaivon vedessä näkyy neljä selvää ionipitoisuuden äkillistä laimenemista (kuva 1) ja yksi lisääntyminen (21.6.). Ensimmäiseen selvään ionipitoisuuden laimenemiseen tai ainoaan selvään sateen aiheuttamaan ionipitoisuuden kasvuun ei liity poikkeuksellisen runsaita sateita, mutta 30.5., 29.7. ja 24.9. viikon sadesumma oli yli 30.5 mm. Kesäkuun lopusta heinäkuun loppuun maa kuivuu ja ilmeisesti kasvit käyttävät tehokkaasti vapaita ioneja. Heinäkuun lopun sade laimentaa salaojakaivon veden pysyvästi alle 50 mS/m. Tämän sadekauden (33.2 mm) aikana maaperän kosteus välillä 0−1 m nousi keskimäärin 2 tilavuus-% yksiköllä, eli ⅔ viikon sateesta varastoitui maahan. Mikäli pintavaluntaa ei ollut, peltolohkolta poistui salaojakaivon kautta noin 660 m^3.



Kuva 1. Ylistaro 01.05.-19.10.2010. Sadesumma, maan kosteuden ja salaojakaivon veden sähkönjohtavuuden vaihtelut.

Johtopäätökset

Ainakin tässä esimerkkitapauksessa vuonna 2010, mikä ei kylmää talvea lukuun ottamatta ollut poikkeava vuosi, pellon suojavyöhyke näytti toimivan tehokkaasti. Salaojakaivon vedessä ei havaittu selkeästi lannoituksen aiheuttavan ionipitoisuuden kasvua. Salaojaveden mukana poistuvaa ravinnemäärää ei kuitenkaan voitu arvioida, koska mittauksista puuttuu salaojakaivon virtaama

Jatkuva monitorointi osoittaa, että maaperän veden laadun muutokset ovat nopeita ja niitä tuskin on mahdollista havaita normaalilla näytteenotolla, vaan muutosten seuraamiseen tarvitaan jatkuvaa monitorointia.

Soil water content in mounded spots on Norway spruce outplanting areas

Maan vesipitoisuus eri mätästysjäljissä kuusen istutusaloilla

Juha Heiskanen

Finnish Forest Research Institute, Suonenjoki Unit, Juntintie 154, FI-77600 Suonenjoki, Finland. P. +358-10-2115156, juha.heiskanen@metla.fi

Introduction

Soil preparation is a common practice that precedes outplanting in Finnish reforestation [1, 2]. Especially spot mounding has increased in recent years because it has been found to enhance plantation establishment [2, 3]. However, soil and site changes as well as the reasons for the improved seedling growth after mounding treatments are not fully understood. This study examines the effects of spot and ditch mounding and inverting treatments on the soil water content (SWC) at planting spots on two outplanting sites in central Finland.

Materials and methods

Studied sites were located on a sloped terrain in Suonenjoki (SJK) and on a flat, wetter terrain in Pieksämäki (PKM). Both sites were typical Norway spruce sites (MT forest type) on silty till soil, which were clearcut, immediately soil-prepared and planted with Norway spruce seedlings. The study was started after outplanting in 2007 (SJK) and 2009 (PKM) (Table 1).

Table 1. Temperature (threshold 5 ^{o}C) and rainfall (mm) sums for the most relevant summer months (May to August) in the study years 2007 to 2010 and the long term average (1970-2009) in Suonenjoki, central Finland.

Sum for	2007	2008	2009	2010	1970-2009
Temperature	1116	924	1079	1305	1041
Rainfall	293	333	194	180	247

Volumetric SWC was measured from the mound surfaces downwards (about 6 cm) and from the untreated control soil beneath the humus layer 4 to 5 times per summer using a soil moisture meter (ThetaProbe, ML2, Delta-T Devices, Cambridge, UK). The readings were calibrated against a typical mineral soil from the sites.

The mounding treatments were in a form of split-plot design. Four blocks were formed in each of which there were one plot for each treatment; within plots mounds were grouped by height (ditch mounding with 2 or 3 heights, spot mounding with 2 or 3 heights, inverting and untreated control). The treatments were used as a fixed effect and blocks and plots as random effects. The differences in the summer means of SWC between the mounding treatments were tested using the mixed model analysis of variance. Pairwise comparisons were conducted using estimated marginal means and Bonferroni adjustment at a significance level p=0.05.

Results and discussion

Generally SWC did not differ between ditch and spot mounds although the soil tended to be drier on higher mounds especially in dry summers (Figs. 1 and 2). Inverted and unprepared control spots were on average moister than the ditch or spot mounded spots in the studied first three growing seasons although this difference was not significant on PKM site obviously owing to the wetter site. In the dry summer 2010 on PKM site, however, the control treatment was significantly moister than the other treatments and as moist as the inverting. In the relatively dry summer 2009 on SJK site, control was also moister than inverting.

The differing SWC in the mounding treatments was found to be in relation to seedling growth and frost heaval damage (data not shown) which implies the importance of soil moisture on the plantation establishment on outplanting forest sites.

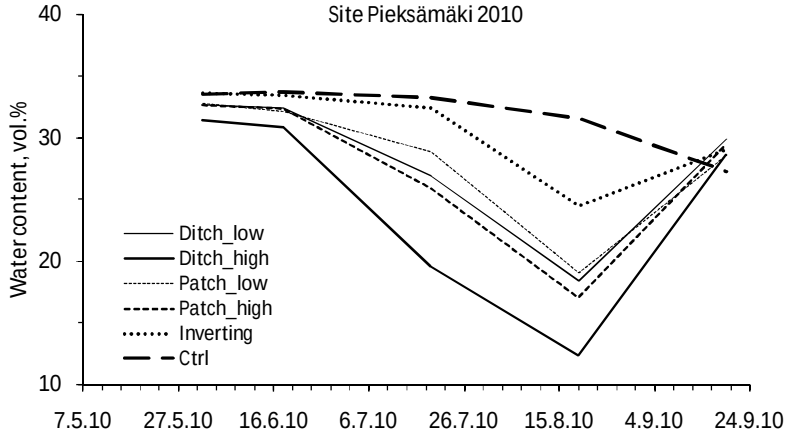


Fig. 1. Example of the mean course of SWC during the dry summer 2010 on PKM site. Each value for each mounding treatment is based on an average of 16 measurement points.

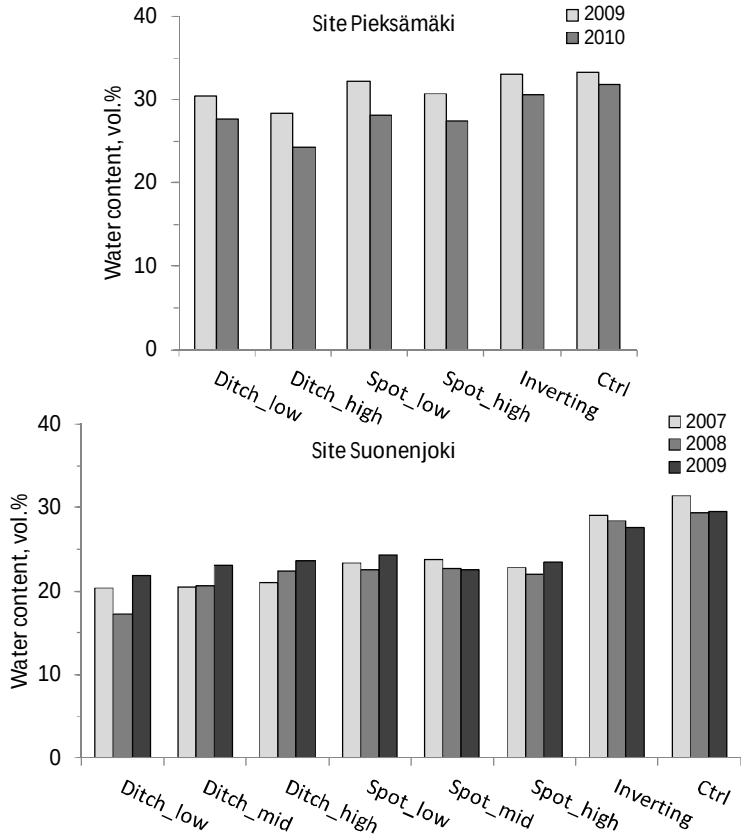


Fig. 2. Estimated marginal means for SWC in the different mounding treatments in the study summers on SJK and PKM sites.

References

[1] Sutton, R.F. 1993. Mounding site preparation: A review of European and North American experience. *New Forests* 7: 151-192.

[2] Örlander, G., Gemmel, P. and Hunt, J. 1990. Site preparation: Swedish overview. *FRDA Report* 105. 61 p.

[3] Heiskanen, J. and Rikala, R. 2006. Root growth and nutrient uptake of Norway spruce container seedlings planted in mounded boreal forest soil. *Forest Ecology and Management* 222: 410-417.

Hakkuutähteiden ja tuhkalannoituksen vaikutus ravinteiden huuhtoutumiseen

The effect of logging residues and ash fertilization on the nutrient leaching

Antti-Jussi Lindroos, Pekka Tamminen ja Hannu Ilvesniemi

Metsäntutkimuslaitos, PL 18, 01301 Vantaa

Päätehakkuissa syntyviä hakkuutähteitä korjataan bioenergiakäyttöön yhä intensiivisemmin. Ainespuun lisäksi korjattavien neulasten, oksien ja kantojen mukana poistuu metsäekosysteemistä huomattavia ravinnemääriä. Hakkuutähteiden korjuu saattaa alentaa metsämaan orgaanisen kerroksen pH:ta [1] ja emäskyllästysastetta [2]. Hakkuun jälkeistä ravinteiden vapautumista hakkuutähteistä ja huuhtoutumista on tutkittu Suomessa laajasti [3, 4], mutta lisää tietoa tarvitaan ravinteiden vapautumiseen ja huuhtoutumiseen vaikuttavista tekijöistä. Tämän tutkimuksen tarkoituksena on selvittää, kuinka hakkuutähteet ja tuhkalannoitus vaikuttavat ravinteiden huuhtoutumiseen eteläsuomalaisella päätehakkuualalla. Tutkimus on osa Metsäntutkimuslaitoksen Bioenergiaa metsistä -tutkimusohjelmaa.

Ravinteiden huuhtoutumista mitattiin Lammin Evolla, missä hienolla hiekkamaalla kasvanut kuusikko uudistettiin vuonna 2008. Vajovettä kerättiin vuosina 2008 ja 2009 1 m^2 suuruisilta pienruuduilta, joiden käsittelyt olivat 1) ei hakkuutähdettä, 2) tuoreita kuusen oksia 10 kg/m^2 tai 40 kg/m^2 ja puun tuhkaa 0,3 kg/m^2 ilman hakkuutähdettä. Kukin käsittely toistettiin kahdesti. Vajovettä kerättiin kemiallisiin määrityksiin maanpintaan asennettujen suppilolysimetrien ja 40 cm:n syvyydelle kivennäismaahan sijoitettujen levylysimetrien avulla. Vajovettä kerättiin vesimäärien ja ainepitoisuuksien määrittämistä varten myös maaprofiileista, jotka oli vuorattu muovipeitteellä. Näistä maaprofiileista vettä kerättiin 40 cm:n syvyydeltä kivennäismaasta. Vajovesinäytteitä kerättiin kuukauden välein lumettomana aikana, ja niistä määritettiin N_{tot}, NH_4-N, NO_3-N, DOC, Ca, Mg, K, P, SO_4-S, Cl, Fe, Al, Mn ja Na -pitoisuudet ja pinta-alakohtaiset määrät.

Ammoniumtyppeä (NH_4-N) vapautui hakkuutähdekasojen läpi valuvaan veteen selvästi jo toisena vuonna hakkuusta (2009). Pitoisuudet kohosivat vuonna 2009 voimakkaammin hakkuutähdekasojen alla kuin hakkuutähteettömillä ruuduilla. Ammoniumtypen pitoisuudet olivat kuitenkin matalia ja huuhtoutuminen vähäistä 40 cm:n syvyydeltä kerätyssä vajovedessä kaikilla tutkituilla käsittelyillä. Hakkuutähdekasoista vapautui runsaasti liukoista orgaanista hiiltä (DOC) vajoveteen, mutta DOC:n kulkeutuminen 40 cm:n syvyydelle oli kuitenkin vähäistä. Vajoveden ainepitoisuuksien ja -määrien tutkimusta jatketaan ainakin vuoteen 2011 saakka. Huuhtoutumista mitataan myös Lapinjärvellä ja Anjalankoskella.

Kirjallisuus

[1] Staaf, H. and Olsson, B.A. 1991. Acidity in four coniferous forest soils after different harvesting regimes of logging slash. *Scand. J. For. Res*. 6: 19-29.
[2] Olsson, B.A., Bengtsson, J. and Lundkvist, H. 1996. Effects of different forest harvest intensities on the pools of exchangeable cations in coniferous forest soils. *Forest Ecology and Management* 84: 135-147.
[3] Palviainen, M. 2005. Logging residues and ground vegetation in nutrient dynamics of a clear-cut boreal forest. *Dissertationes Forestales* 12.
[4] Piirainen, S. 2002. Nutrient fluxes through a boreal coniferous forest and the effects of clear-cutting. *The Finnish Forest Research Institute, Research Papers* 859.

Märkyyden vaikutus maan ominaisuuksiin ja satoon

The effect of wetness on soil properties and crop yield

Merja Myllys[1], Laura Alakukku[2], Jyrki Nurminen[3], Maija Paasonen-Kivekäs[4], Rauno Peltomaa[3], Markku Puustinen[5], Helena Äijö[3] ja Pertti Vakkilainen[6]

[1] MTT Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus, 31600 Jokioinen, merja.myllys@mtt.fi
[2] Maataloustieteiden laitos, PL 28, 00014 Helsingin yliopisto, laura.alakukku@helsinki.fi
[3] Salaojayhdistys ry, Simonkatu 12 A 11, 00100 Helsinki, etu.suku@salaojayhdistys.fi
[4] Sven Hallinin tutkimussäätiö, Simonkatu 12 A 11, 00100 Helsinki, maija.paasonen@hallin.fi
[5] Syke, PL 140, 00251 Helsinki, markku.puustinen@ymparisto.fi
[6] Salaojituksen tutkimusyhdistys ry, Simonkatu 12 A 11, 00100 Helsinki

Abstrakti

Maan märkyyden vaikutukset maan kemiallisiin, biologisiin ja fysikaalisiin ominaisuuksiin sekä sadon määrään ja laatuun tulivat esille Pellon vesitalouden optimointi (PVO) – tutkimushankkeessa [1], joka oli käynnissä vuosina 2006–2010. Hankkeessa perustettiin koekenttä Jokioisten Nummelaan lohkolle, josta osa oli ojitettu 1950-luvulla 32 metrin ja osa 16 metrin ojavälein. PVO-hankkeessa 16 metrin ojavälein ojitettu alue jaettiin vielä kolmeen eri tavalla ojitettuun osaan, mutta 32 metrin alue jätettiin ennalleen. Tätä harvaan ojitettua aluetta vaivasi märkyys, mikä näkyi tutkimuksen tuloksissa.

Koekenttä oli aitosavea koko tutkitulta syvyydeltä (0-100 cm). Muokkauskerroksen maa oli multavaa tai runsasmultaista. Maalaji ei siis aiheuta eroja kentän eri osien ominaisuuksiin vaan erot johtunevat historian kuluessa vallinneista olosuhteista. Erojen tilastollista merkitsevyyttä ei pystytty luotettavasti testaamaan kerranteiden puuttumisen vuoksi.

Harvaan ojitettu alue poikkesi kemiallisten ominaisuuksien suhteen jonkin verran muista: maa oli happamampaa, ja sen kalsium- ja fosforipitoisuudet olivat selvästi pienempiä kuin muiden. Fysikaalisten ominaisuuksien suhteen märkä alue oli samanlainen kuin muut tilavuuspainon, juurikanavien määrän ja huokoskokojakauman osalta. Sen sijaan märän alueen vedenjohtavuus oli huonompi kuin muualla, eikä pohjamaassa ollut lainkaan lierokäytäviä.

Vuosien 2008 ja 2009 satomääritysten keskiarvojen perusteella harvaan ojitettu alue tuotti pienemmän kuiva-ainesadon kuin kentän muut osat. Myös sadon typpipitoisuus, typpisato ja tuhannen jyvän paino olivat merkitsevästi pienemmät kuin muualla. Hehtolitrapainon suhteen märkä alue erosi muista vain vuonna 2009.

Näiden havaintojen perusteella voidaan todeta, että pellon hyvä kuivatustila on edellytys maan hyvien ominaisuuksien ylläpidolle sekä määrältään ja laadultaan hyvän sadon saamiselle.

Kirjallisuus

[1] Vakkilainen, P., Alakukku, L., Koskiaho, J., Myllys, M., Nurminen, J., Paasonen-Kivekäs, M., Peltomaa, R., Puustinen, M., Äijö, H. 2010. Pellon vesitalouden optimointi. Loppuraportti 2010. *Salaojituksen tutkimusyhdistyksen tiedote* 30: 112 p. + liitteet 46 p.

Havaintoja maan kosteustilasta eri ojavälein ojitetulla peltolohkolla

Observations of soil water status on cultivated fields with different drain spacing

Merja Myllys[1], Laura Alakukku[2], Jyrki Nurminen[3], Maija Paasonen-Kivekäs[4], Rauno Peltomaa[3], Markku Puustinen[5], Helena Äijö[3] ja Pertti Vakkilainen[6]

[1] MTT Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus, 31600 Jokioinen, merja.myllys@mtt.fi
[2] Maataloustieteiden laitos, PL 28, 00014 Helsingin yliopisto, laura.alakukku@helsinki.fi
[3] Salaojayhdistys ry, Simonkatu 12 A 11, 00100 Helsinki, etu.suku@salaojayhdistys.fi
[4] Sven Hallinin tutkimussäätiö, Simonkatu 12 A 11, 00100 Helsinki, maija.paasonen@hallin.fi
[5] Syke, PL 140, 00251 Helsinki, markku.puustinen@ymparisto.fi
[6] Salaojituksen tutkimusyhdistys ry, Simonkatu 12 A 11, 00100 Helsinki

Johdanto

Pohjaveden tasosta, maan kosteudesta sekä lumen ja roudan syvyydestä tehtiin ympärivuotisia mittauksia osana Pellon vesitalouden optimointi (PVO) –tutkimushanketta [1] (2006–2010). Mittaukset tehtiin Jokioisten Nummelan koekentällä, joka oli ojitettu 1950-luvulla 32 ja 16 metrin ojavälein ja jonka maalaji aitosavea. Koe alkoi vuoden pituisella kalibrointijaksolla. Varsinaisen tutkimusjakson alkaessa yhdelle kolmasosalle 16 metrin ojavälein ojitetusta alueesta tehtiin perinteisiä sorastettuja täydennysojia jokaiseen ojaväliin. Toisessa kolmasosassa vanha ojitus rikottiin, ja tilalle tehtiin uusi tiheä ojitus (6 m) käyttäen salaojaputken ympärysaineena ohutta kangasta. Viimeinen kolmasosa sekä 32 metrin ojavälein ojitettu alue jätettiin entiselleen verrannealueiksi. Kentällä oli siten ojavälit 6, 8, 16 ja 32 metriä. Kerranteita ei ollut, vaan kahden ojitusmenetelmän vaikutuksia tutkittiin vertaamalla mittaustuloksia kalibrointijakson ja tutkimusjakson välillä sekä ojitettujen alueiden ja verrannealueiden välillä.

Pohjavesimittaukset

Kalibrointijakso ja tutkimusjakso olivat olosuhteiltaan hyvin erilaiset, mutta pohjavesiputkista mitatut vedenkorkeudet käyttäytyivät samantyyppisissä tilanteissa samaan tapaan. Rankat sateet nostivat pohjavedenpintaa sitä enemmän, mitä korkeammalla vedenpinta oli ennestään ja mitä runsaampi sade oli. Kuivina aikoina pohjavesi saattoi painua salaojasyvyyden alapuolelle. Tällöin tarvittiin hyvin runsassateinen kausi, ennen kuin pohjavesi reagoi sateisiin. Roudan alla pohjavesi käyttäytyi kuten kuivina kausina. Roudan sulaessa (lumen sulamisvesien ja sateiden vauhdittamana) pohjavesi nousi hetkellisesti. Syvyys, jolle pohjavesi laski kuivina kausina tai roudan alla, vaihteli luontaisesti alueiden välillä.

Ennen ojitusta pohjavesi nousi sateisina aikoina kaikilla alueilla maan pintaan asti, ja alueiden väliset erot olivat pieniä. Sateiden loputtua pohjavesi pysyi 32 metrin ojavälein ojitetulla alueella maan pinnan tuntumassa pitempään kuin muilla. Ojituksen jälkeen 6 ja 8 metrin ojavälein ojitetuilla alueilla pohjavesi ei enää noussut pintaan asti vaan pysytteli sateisinakin kausina 20–30 cm:n syvyydessä. Ojituksen vaikutus oli siis selvä, mutta ojitusmenetelmien välillä ei havaittu selvää eroa tähän mennessä kerätyssä aineistossa.

Kosteusmittaukset

Maan kosteutta (tilavuusprosentteina maan kokonaistilavuudesta) mitattiin sähköisesti 0–30 cm:n syvyydestä. Ennen ojituksia alueiden keskimääräiset kosteudet olivat keskenään samat kahden prosenttiyksikön tarkkuudella koko 16 metrin ojavälein ojitetulla alueella. Kosteus vaihteli sään mukaan 28–60 prosentin välillä. Alue, jossa oli 32 metrin ojaväli, oli jatkuvasti 1–4 prosenttiyksikköä kosteampi kuin muut lukuun ottamatta märkiä aikoja, jolloin koko kenttä oli tasaisesti vedellä kyllästetty.

Ojituksen jälkeen kosteus vaihteli entiselleen jätetyillä 16 ja 32 metrin ojavälein ojitetuilla verrannealueilla kuten ennen ojitustakin. Sen sijaan 6 ja 8 metrin ojavälein ojitetut alueet eivät enää kyllästyneet vedellä rankkojenkaan sateiden jälkeen. Kuivina aikoina ojitetut alueet olivat keskimäärin 10 prosenttia kuivemmat kuin ojittamattomat. Kosteusmittaukset vahvistivat siis pohjavesimittauksista saatuja tuloksia.

Lumi ja routa

Lumen ja roudan syvyyttä mitattiin lumikepillä ja routaputkilla (merkkiaineena metyleenisini). Leutona ja lähes lumettomana talvena maa routaantui 30 cm:n syvyyteen, ”tavallisena” 60 cm:n syvyyteen ja kylmänä 80 cm:n syvyyteen. Roudan syvyys kasvoi aina siihen asti kunnes se keväällä alkoi sulaa, joten routakerros oli paksuimmillaan maaliskuussa. Routa säilyi maassa kauemmin kuin lumi. Routa alkoi sulaa sekä pinnasta että syvältä, voimakkaimmin pinnasta. Roudan sulamisnopeus kiihtyi kevään edetessä, ja lopulta paksukin jäljellä oleva routakerros (30 cm) suli alle viikossa. Routa suli yleensä huhtikuun jälkipuoliskolla, joskin leutona talvena jo maaliskuun lopussa. Ojavälin ei havaittu vaikuttaneen roudan syvyyteen tai kestoon tähän mennessä kerätyssä aineistossa.

Johtopäätökset

Pohjavesi- ja kosteusmittausten perusteella 32 metrin ojaväli ei riitä poistamaan vettä aitosavimaasta riittävän nopeasti, jolloin viljelykasvien juuristo joutuu kärsimään hapettomuudesta selvästi pidempään kuin tiheämmin ojitetuilla alueilla. Tilanne on huono myös 16 metrin ojavälein ojitetuilla alueilla. Vasta 6 tai 8 metrin ojaväleillä voidaan estää pohjaveden nousu maan pintaan sateisina kausina. Ojavälillä vaikuttaa olevan selvempi vaikutus maan kosteustilaan kuin ojitusmenetelmällä, sillä tutkimuksessa mukana olleiden kahden menetelmän vaikutukset olivat hyvin samanlaiset ainakin ensimmäisenä vuotena ojituksen jälkeen.

Kirjallisuus

[1] Vakkilainen, P., Alakukku, L., Koskiaho, J., Myllys, M., Nurminen, J., Paasonen-Kivekäs, M., Peltomaa, R., Puustinen, M., Äijö, H. 2010. Pellon vesitalouden optimointi. Loppuraportti 2010. *Salaojituksen tutkimusyhdistyksen tiedote* 30: 112 p. + liitteet 46 p.

Ravinteiden ja kiintoaineen kulkeutuminen viljelylohkoilta jokiveteen: Mittaustuloksia Siuntion Kirkkojoen valuma-alueelta

Transport of nutrients and suspended solids from field parcels to river water: Measurement results from the Kirkkojoki catchment in Southern Finland

Maija Paasonen-Kivekäs[1], Laura Alakukku[2], Merja Myllys[3], Jyrki Nurminen[4], Rauno Peltomaa[4], Markku Puustinen[5], Helena Äijö[4] ja Pertti Vakkilainen[6]

[1] Sven Hallinin tutkimussäätiö, Simonkatu 12 A 11, 00100 Helsinki, maija.paasonen@hallin.fi
[2] Maataloustieteiden laitos, PL 28, 00014 Helsingin yliopisto, laura.alakukku@helsinki.fi
[3] MTT Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus, 31600 Jokioinen, merja.myllys@mtt.fi
[4] Salaojayhdistys ry, Simonkatu 12 A 11, 00100 Helsinki, etu.suku@salaojayhdistys.fi
[5] Syke, PL 140, 00251 Helsinki, markku.puustinen@ymparisto.fi
[6] Salaojituksen tutkimusyhdistys ry, Simonkatu 12 A 11, 00100 Helsinki

Johdanto

Siuntion Kirkkojoen valuma-alueella mitattiin valuntaa ja ravinnehuuhtoumia kahdelta kaltevuudeltaan erilaiselta peltoalueelta. Tavoitteena oli tutkia ravinteiden kulkeutumisreittejä suurilla viljelylohkoilla. Lisäksi seurattiin Kirkkojoen veden laatua kahdessa pisteessä, jotka sijaitsivat koekenttään nähden ylä- ja alavirtaan noin 4 kilometrin etäisyydellä toisistaan. Tutkimus kuului osana Pellon vesitalouden optimointi (PVO) -tutkimushankkeeseen [1].

Tutkimusalue ja mittaukset

Koealueet sijaitsevat Kirkkojoen alajuoksulla sen vastakkaisilla rannoilla. Alueen 1 viljelypinta-ala on 5,7 hehtaaria ja alueen 2 4,7 hehtaaria. Koealueiden muokkauskerros on hiuesavea ja pohjamaa hiuesavea, hiesusavea ja aitosavea paikasta riippuen. Alueen 1 keskikaltevuus Kirkkojokeen on noin yksi ja alueen 2 noin viisi prosenttia. Lohkojen salaojitukset on tehty 1940-luvulla, ja sen jälkeen on tehty joitakin korjauksia. Koealueilla viljeltiin tutkimusvuosina kevät- ja syysviljoja kivennäislannoitteita ja tavanomaisia muokkausmenetelmiä käyttäen.

Koealueilla mitattiin salaoja- ja pintakerrosvaluntaa siivikkomittareilla 15 minuutin välein ja valumavesien laatua automaattisesti otetuista kokoomanäytteistä. Näytteistä analysoitiin kokonaistyppi, ammoniumtyppi, nitriitti- ja nitraattityppi, kokonaisfosfori, liukoinen epäorgaaninen fosfori sekä kuiva-aine (haihdutusjäännös), joka kuvasi kiintoaineen pitoisuutta. Pintakerros- ja salaojavalunnan mukana Kirkkojokeen kulkeutuneet ainemäärät laskettiin kunkin näytteenottovälin ainepitoisuuksien ja vesimäärien tulona.

Tulokset ja tarkastelu

Sateinen ja leuto vuosi 2008 synnytti Gårdskullan koealueilla selvästi enemmän valuntaa kuin verrattain vähäsateinen ja talveltaan kylmempi vuosi 2009 (taulukko 1). Kevään 2009 pintavalunnan mittauksissa oli paljon katkoksia, mutta niistä huolimatta valtaosa koko vuoden valunnasta molemmilla koealueilla tuli arvioiden mukaan salaojien kautta.

Taulukko 1. Salaoja- ja pintakerrosvalunnat (mm) ja sadanta (mm) vuosina 2008 ja 2009.

	Alue 1		Alue 2		Sadanta	
	2008	2009	2008	2009	2008	2009
Salaojavalunta	509	196	358	98		
Pintakerrosvalunta	11	13[1)]	41	7[2)]		
Yhteensä	520	209	399	105	838	560

[1)] Sulannan aikaisesta pintakerrosvalunnasta puuttuu osa
2) Sulannan aikainen pintakerrosvalunta puuttuu

Gårdskullan koealueilta typpeä huuhtoutui pinta- ja salaojavalunnan mukana vuosittain 9-30 kg ha^{-1} (taulukko 2). Kuormituksesta valtaosa tuli salaojien kautta. Kokonaisfosforin huuhtouma vaihteli välillä 0,3–4,3 kg ha^{-1} (taulukko 3). Mitatusta kuormituksesta noin 80-90 % tuli salaojista. Todellisuudessa salaojavalunnan osuudet ovat jonkin verran pienempiä, sillä osa pintakerrosvalunnasta jäi mittaamatta keväällä 2009.

Taulukko 2. Kokonaistyppihuuhtoumat (kg ha^{-1} a^{-1}) vuosina 2008 ja 2009.

	Alue 1		Alue 2	
	2008	2009	2008	2009
Salaojavalunta	29,2	8,1	18,9	10,5
Pintakerrosvalunta	0,6	0,9	1,8	0,6
Yhteensä	29,8	9,0	20,6	11,1

Taulukko 3. Kokonaisfosforihuuhtoumat (kg ha^{-1} a^{-1}) vuosina 2008 ja 2009.

	Alue 1		Alue 2	
	2008	2009	2008	2009
Salaojavalunta	0,9	0,13	3,9	0,26
Pintakerrosvalunta	0,06	0,03	0,4	0,07
Yhteensä	1,0	0,16	4,3	0,33

Alueen 2 salaojista huuhtoutunut fosforimäärä vuonna 2008 oli huomattavan suuri, lähes 4 kg ha^{-1}. Sen salaojavesien keskimääräinen kokonaisfosforipitoisuus (0,81 mg l^{-1}) oli yli seitsemänkertainen alueen 1 pitoisuuteen nähden. Fosfori- ja kiintoainepitoisuuksien suhteen perusteella salaojavesien kiintoaine oli alueella 2 keskimäärin 2–3-kertaa fosforipitoisempaa kuin alueella 1. Alueen 2 muokkauskerroksen helppoliukoisen fosforin määrä oli 26,7 mg l^{-1}, kun se alueella 1 oli 19,6 mg l^{-1}. Fosforin huuhtoumista alueelta 2 lisäsi myös suurempi eroosio. Kiintoainekuorma alueen 2 salaojista vuonna 2008 oli 2430 kg ha^{-1} eli noin 1,7-kertainen alueeseen 1 verrattuna.

Kirjallisuus

[1] Vakkilainen, P., Alakukku, L., Koskiaho, J., Myllys, M., Nurminen, J., Paasonen-Kivekäs, M., Peltomaa, R., Puustinen, M., Äijö, H. 2010. Pellon vesitalouden optimointi. Loppuraportti 2010. *Salaojituksen tutkimusyhdistyksen tiedote* 30. 112 s. + liitteet 46 s.

Maatalouden ravinnekuormitus Suomen valuma-alueilta Itämereen

Agricultural nutrient load from Finnish river basins to the Baltic Sea

Katri Rankinen[1], Petri Ekholm[1], Heidi Sjöblom[1], Hannu Rita[2] ja Ljudmila Vesikko[1]

[1] Suomen ympäristökeskus, PL 140, 00251 Helsinki, katri.rankinen@ymparisto.fi
[2] Helsingin yliopisto

Johdanto

Jo vuonna 1984 maatalouden arvioitiin olevan suurin yksittäinen ravinnekuormittajamme [1]. Valtioneuvoston vuonna 2006 tekemässä periaatepäätöksessä vesiensuojelun suuntaviivoista vuoteen 2015 todetaan fosfori- ja typpikuormituksen vähentämisen olevan edelleen vesiensuojelun keskeisin tavoite [2]. Koko Suomen ravinnekuormitusta voi arvioida vain jokivesiseurantojen perusteella. Valuma-aluetasolla maatalouden ravinnekuormituksen määrittäminen on vaikeaa, sillä mitä suurempi vesistöalue on, sitä vaikeampi on saada selville yksittäisen maankäyttömuodon osuus vesistökuormituksesta. Lisäksi joen ainevirtaamaan vaikuttavat pistekuormittajat ja jokiprosessit. Maataloudessa tapahtuneiden muutosten lisäksi myös ilmastolliset tekijät vaikuttavat pelloilta kulkeutuvien ravinteiden määrään. Koska Suomessa jokien vuosivirtaamat vaihtelevat suuresti, täytyy virtaaman vaikutus suodattaa pois, jotta nähdään muiden tekijöiden vaikutukset kuormitukseen. Lisäksi ilman lämpötila on noussut jo 1970-luvulta alkaen erityisesti talvisin [3]. Leuto sää mahdollistaa maaperän hajotusprosessien jatkumisen myös talvella ja talviset vesisateet lisäävät ravinteiden kulkeutumista lumettomilta pelloilta. Tässä työssä tutkimme, miten valuma-alueilta Itämereen kulkeutuneet maatalouden fosfori- ja typpikuormat muuttuivat vuosina 1985–2006.

Aineisto ja menetelmät

Työn pohjana käytettiin ympäristöhallinnon vedenlaatu- ja virtaamatietoja 22 Itämereen laskevasta joesta. Jokien ravinnekuormien laskennassa käytettiin empiiristä regressiomallia, jolla mallinnettiin veden ravinnepitoisuuden ja virtaaman välistä yhteyttä [4, 5]:

$$C = a + \frac{b}{Q} + cQ$$

missä C on ravinnepitoisuus (mg m^{-3}), Q havaittu virtaama (m^3 s^{-1}) ja a, b ja c ovat parametreja. Fosforin ja typen kausittaiset kokonaiskuormat laskettiin mallinnetuista päivittäisistä pitoisuusarvoista ja mitatuista virtaamista. Virtaaman vaikutus suodatettiin pois laskemalla ravinnekuormituksen pitkän ajan (22 vuotta) keskiarvo. Mallinnetuista kokonaiskuormista vähennettiin tilastoidut yhdyskuntien ja teollisuuden jätevesikuormat sekä arvioidut haja-asutuksen jätevesien ja metsätalouden ravinnekuormat. Jäljelle jäävä kuormitus oli suurimmalta osaltaan peräisin maatalousalueilta, mutta mukana oli myös luonnonhuuhtouma.

Valuma-alueen maankäytön ja viljelytoimenpiteiden vaikutusta jokien ravinnekuormiin tutkittiin lineaarisiin regressiomalleihin perustuvilla analyyseillä. Monimuuttujaregressiossa yhdessä selitettävässä muuttujassa Y havaittua vaihtelua pyritään tutkimaan kahden tai useamman selittävän muuttujan $X_1, X_2, \ldots, X_p$ avulla [6]:

$$Y = b_1X_1 + b_2X_2 + \cdots + b_pX_p + c$$

missä *b*:t ovat regressiokertoimia ja *c* vakio. Useimmissa analyyseissä regressiomalli sovitettiin jokivesistöille kullekin neljälle jaksolle samanaikaisesti. Näin tehtynä havaintojen määrä on suurempi ja testi voimakkaampi kuin jos regressiomalli olisi tehty kullekin jokivesistölle erikseen.

Tulokset ja tarkastelu

Jokien Itämereen kuljettaman fosforin määrä laski Saaristomeren valuma-aluetta lukuun ottamatta. Lasku oli suurin Pohjanmaalla. Kesantojen suuri osuus (13–20 % peltopinta-alasta) luultavasti vähensi fosforikuormitusta vuosina 1990-1994. Peltojen helppoliukoisen fosforin pitoisuuden lasku erityisesti Pohjanmaalla voi myös osaltaan selittää fosforikuorman alenemista.

Typpikuormitus Itämereen sen sijaan kasvoi erityisesti Pohjanmaalla. Typpikuormituksen nousu näytti johtuvan lähinnä peltoalan kasvusta, karjatalouden keskittymisestä ja eläinten ruokinnan muuttumisesta. Vaikka eläinten määrä koko Suomessa laski, niin eläintuotanto keskittyi ja typen eritys per eläin nousi. Lisäksi typpikuormituksen kasvua voi selittää ilmastonmuutos, jos kohonnut maan lämpötila lisää orgaanisen aineksen hajoamista ja typen vapautumista.

Pohjanmaalla nurmiviljely näytti lisäävän sekä fosfori- että typpikuormitusta. Pohjanmaan jokivesissä kokonaisfosforipitoisuuden ja kiintoainespitoisuuden välinen suhde on heikko, sillä pellot ovat tasaisia ja maalajit eivät ole eroosioherkkiä. Näillä alueilla nurmiviljelystä saatava hyöty eroosiontorjunnassa lienee vähäinen, jolloin nurmiviljelyn haitat korostuvat. Lannan pintalevitys nurmelle on yleistä ja nurmien lannoitustasot ovat korkeammat kuin viljakasvien. Lisäksi nurmien uudistaminen voi aiheuttaa riskin kohonneesta eroosiosta ja ravinnekuormituksesta. Lisäksi nurmilla on havaittu korkea typen mineralisaatiopotentiaali [7].

Aineistomme perusteella näyttää kuitenkin siltä, että ilmastonmuutoksen aiheuttamaksi esitetty ravinnekuormituksen kasvu ei johdu valunnan kasvusta, sillä keskimääräinen vuosivalunta laski tutkimusjaksolla. Talvivalunnatkaan eivät kasvaneet.

Kirjallisuus

[1] Kauppi, L., 1984. The contribution of agricultural loading to eutrophication in Finnish lakes. *Water Science & Technology* 17: 1133-1140.
[2] Valtioneuvosto, 2006. Vesiensuojelun suuntaviivat vuoteen 2015. Valtioneuvoston periaatepäätös.
[3] Tuomenvirta, H., 2007. Reliable estimations of climatic variations in Finland. Finnish Meteorological Institute Contributions, No. 43, Finnish Meteorological Institute, 80 s. + liitteet 78s. Saatavilla internetistä: [http://ethesis.helsinki.fi/julkaisut/mat/fysik/vk/tuomenvirta/].
[4] Sjöblom, H., 2008. Suomesta Itämereen laskevien jokien fosfori- ja typpikuormat 1961–2006— arvio maatalouden kuormitusmuutoksista, Teknillinen korkeakoulu, 84 pp.
[5] Wartiovaara, J., 1975. Jokien ainevirtaamista Suomen rannikolla, Vesihallitus.
[6] Ranta, E., Rita, H. & Kouki, J. 1991. Biometria. Tilastotiedettä ekologeille. Yliopistopaino.569 s.
[7] Paustian, K., Bergsröm, L., Jansson, P.-E. & Johnsson, H. 1990. Ecosystem dynamics. *Ecological Bulletins* 40; 155-278.

Maan eroosioherkkyyden määrittäminen – esikäsittelyn vaikutukset savimaan mururakenteeseen

The effect of pre-treatment on soil aggregate stability measurements

Helena Soinne[1,2] ja Eila Turtola[2]

[1] Helsinki University Centre for Environment, HENVI / Elintarvike- ja ympäristötieteiden laitos, 00014 Helsingin yliopisto
[2] Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus, 31600 Jokioinen

Johdanto

Peltomaan hyvä kasvukunto edellyttää hyvää maan rakennetta. Savimaassa hyvään rakenteeseen kuuluu mururakenne, joka on seurausta monimutkaisista vuorovaikutuksista biologisten, kemiallisten ja fysikaalisten prosessien välillä [1]. Hyvä rakenne takaa kasveille riittävän veden ja ravinteiden saannin sekä kaasunvaihdon. Maan huonosta rakenteesta puolestaan kielivät pelloilla seisova vesi sekä ojiin päätyvä pelloilta irronnut maa-aines, jonka mukana kulkeutuu vesistöihin myös ravinteita ja haitta-aineita. Maan rakenteen kestävyydellä on merkittävä rooli eroosion syntymekanismeissa ja myös sen torjunnassa [2]. Viime aikoina Suomessa on kuitenkin tehty hämmästyttävän vähän maan eroosiokestävyyteen liittyvää tutkimusta. Tässä työssä kokeiltiin märkäseulontamenetelmän soveltumista maan mururakenteen kestävyyden mittariksi viljelyhistorialtaan hyvin erilaisissa maissa. Ensimmäiseksi selvitettiin, mikä vaikutus näytteiden esikäsittelyllä on menetelmän antamaan tulokseen.

Menetelmät

Tutkimuksessa käytettiin savimaanäytteitä (saves% >60) kolmesta eri maankäyttömuodosta (metsä, niitty ja viljelykierto). Näytteet seulottiin siten, että saatiin talteen halkaisijaltaan 2-6 mm:n aggregaatit. Osa muruista säilytettiin näytteenottokosteudessa ja osa ilmakuivattiin. Märkäseulonta tehtiin kuiville muruille (kuivattu), näytteenottokosteudessa säilytetyille (kostea), ja kuivatuille muruille, joita oli tasapainotettu hiekkapedillä (pF 1.5) noin viikon ajan (kuiva kostutettu). Kostuttamisen vaikutusta mururakenteelle seurattiin myös näytteillä, joita pidettiin hiekkapedillä (pF 1) kuuden viikon ajan.

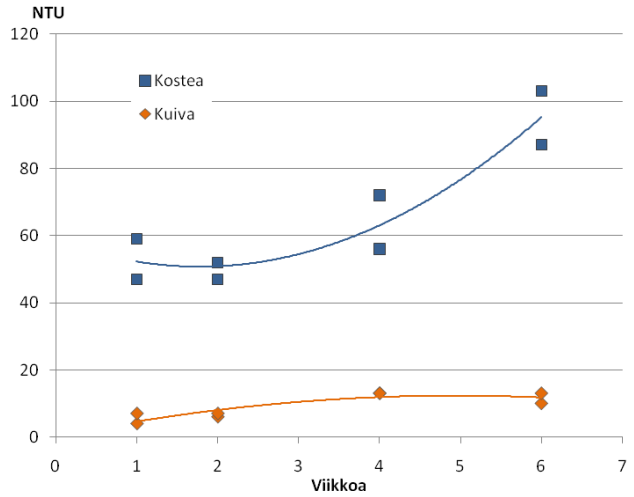
Neljä grammaa 2-6 mm:n muruja punnittiin seulalle (Ø 250 µm) ja seulaa kastettiin 100 ml:aan deionisoitua vettä 3 minuutin ajan. Vesi ja aggregaateista siihen irronnut maa-aines siirrettiin fuugiputkeen ja seos sentrifugoitiin siten, että 0.45 µm:ä suuremmat partikkelit laskeutuivat putken pohjalle. Supernatantista määritettiin sameus (NTU=Nephelometric Turbidity Units). Maapelletti jaettiin vielä märkäseulomalla kahteen kokoluokkaan, <0.06 mm ja >0.06 mm, joiden massa määritettiin.

Tulokset ja tulosten tarkastelu

Märkäseulonnassa kuivista näytteistä irtosi enemmän suurempaan kokoluokkaan (>0.06 mm) kuuluvaa maa-ainesta kuin näytteistä, jotka menivät suoraan kosteina muruanalyysiin. Tämä selittyy kostean ja kuivan murun erilaisella hajoamisella märkäseulonnan aikana: kastuessaan kuivat murut ”räjähtävät” nopeasti, kun taas kosteasta murusta maa-ainesta irtoaa veden liikkeen johdosta. Märkäseulonta osoitti myös, että sekä kosteana että kuivana säilytetystä, viljeltynä olleesta maasta irtosi märkäseulonnan aikana enemmän maa-ainesta kuin niitty- tai metsämaasta. Tämä on yhdensuuntainen ennakko-oletusten kanssa, joiden mukaan viljelty savimaa olisi eroosioherkempää kuin sama maa niittynä tai metsämaana. Usein toistuva muokkaus tuhoaa maan luonnollisen mururakenteen [1], kun taas muokkaamattomilla mailla

aggregaattien muodostuminen ja hajoaminen on hitaampaa kuin kynnetyillä mailla, mikä voi johtaa kestävämmän mururakenteen muodostumiseen ja hiilen varastoitumiseen maahan [3]. Kun kuivatut näytteet uudelleen kostutettiin ennen märkäseulontaa, erot eri maankäyttöjen välillä pienenivät. Kaikkien näytteiden osalta uudelleen kostutetuista aggregaateista irtosi vähiten maa-ainesta. Aggregaattien kuivuminen siis stabiloi niiden rakennetta.

Kuivumisen aiheuttamaa mururakenteen stabiilisuuden lisääntymistä seurattiin kuuden viikon ajan hiekkapedillä pitämällä näytteet jatkuvasti kosteina. Koko kuuden viikon ajan kuivatut, mutta uudelleen kostutetut aggregaatit säilyttivät paremman rakenteensa eikä niistä märkäseulonnassa irronnut yhtä paljon maa-ainesta, kuin koko ajan kosteina säilytetyistä aggregaateista. Kosteiden näytteiden mururakenne näytti edelleen heikentyvän kuuden viikon aikana, mikä ilmeni erityisesti kasvavina sameuslukuina (NTU) (kuva 1).



Kuva 1. Märkäseulontaprosessin jälkeen vedestä mitattu sameus (NTU=Nephelometric Turbidity Units). Analyysissä käytettiin kosteita ja kuivia uudelleen kostutettuja murunäytteitä, joita inkuboitiin hiekkapedillä (pF 1) kuuden viikon ajan.

Kirjallisuus

[1] Tisdall, J.M. & Oades, J.M. 1982. Organic matter and water stable aggregates in soils. Journal of Soil Science 33, 141-163.
[2] Amezketa, E. 1999. Soil aggregate stability: A review, Journal of Sustainable Agriculture 14, 83-151.
[3] Six, J., Paustian, K., Elliott, E.T. ja Combrink, C. 2000. Soil structure and soil organic matter: I. Distribution of aggregate size classes and aggregate associated carbon. Soil Science Society of America Journal 64, 681-689.

Ravinteiden huuhtoutuminen erilailla salaojitetuilta peltoalueilta: Jokioisten Nummelan koekentän tuloksia

Nutrient loading from different kind of subsurface drainage systems: Results from the Nummela experimental site in southern Finland

Helena Äijö[1], Laura Alakukku[2], Merja Myllys[3], Jyrki Nurminen[1], Maija Paasonen-Kivekäs[4], Rauno Peltomaa[1], Markku Puustinen[5] ja Pertti Vakkilainen[6]

[1] Salaojayhdistys ry, Simonkatu 12 A 11, 00100 Helsinki, etunimi.sukunimi@salaojayhdistys.fi
[2] Maataloustieteiden laitos, PL 28, 00014 Helsingin yliopisto, laura.alakukku@helsinki.fi
[3] MTT Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus, 31600 Jokioinen, merja.myllys@mtt.fi
[4] Sven Hallinin tutkimussäätiö, Simonkatu 12 A 11, 00100 Helsinki, maija.paasonen@hallin.fi
[5] Syke, PL 140, 00251 Helsinki, markku.puustinen@ymparisto.fi
[6] Salaojituksen tutkimusyhdistys ry, Simonkatu 12 A 11, 00100 Helsinki

Pellon vesitalouden optimointi (PVO) -hankkeessa (2006–2010) perustettiin Jokioisten Nummelaan koekenttä, jossa tutkittiin eri ojitusmenetelmien vaikutuksia pellon kuivatukseen, satoon ja ravinnehuuhtoumiin. Koekentän pinta-ala on noin yhdeksän hehtaaria, ja se on salaojitettu 1950-luvulla. Alue on lievästi viettävä ja maa on kauttaaltaan aitosavea. Viljelykasvit ja -menetelmät ovat olleet samanlaisetvuosikymmeniä. Koekenttä jaettiin neljään alueeseen: 16 metrin ojavälillä ojitettu peltoalue jaettiin alueisiin A, B ja C, ja 32 metrin ojavälillä ojitettu alue jätettiin koealueeksi D.

Kalibrointijakso kesti noin vuoden (huhtikuusta 2007 toukokuun 2008 loppuun), jonka jälkeen tehtiin täydennysojitus kesäkuussa 2008 kahdella menetelmällä. Alueella C täydennysojitus tehtiin tavanomaisesti lisäämällä vanhojen imuojien väliin uusi imuoja, jolloin ojaväliksi tuli kahdeksan metriä. Ympärysaineena käytettiin soraa. Alueella A tehtiin uusintaojitus, jossa ojaväli oli kuusi metriä, ja ympärysaineena käytettiin ohutta esipäällystettä (Fibrella). Vertailualueet B ja D jätettiin ennalleen. Koekentällä viljeltiin kesinä 2007 ja 2008 kauraa. Kenttä muokattiin kultivoimalla, ja lannoitteena käytettiin sekä kivennäislannoitteita että lietelantaa. Kalibrointijakson talvi oli harvinaisen leuto ja sateinen. Tutkimusjakson talvi oli huomattavasti kylmempi, lumisempi ja vähäsateisempi kuin kalibrointijakson talvi.

Koealueilta mitattiin pintakerros- ja salaojavalunnan määrää jatkuvana ja laatua virtaamapainotteisista kokoomanäytteistä. Kokonaisvalunta oli kalibrointijakson aikana 16 m ojavälin alueelta 27 % (A), 35 % (B) ja 36 % (C) eli noin kolmannes sadannasta ja 32 m ojavälin alueelta 21 % (D). Salaojavalunnan osuus kokonaisvalunnasta oli alueilla A; B ja C noin 80-90 % ja alueella D 64 % kokonaisvalunnasta. Tutkimusjaksolla pintakerrosvalunnan mittaamisessa oli ongelmia. Salaojavalunnan osuus sadannasta oli 20 % (A), 29 % (B) 34 % (C) ja 10 % (D). Koealueiden pintakerros- ja salaojavalunta, sadanta sekä typpi- ja fosforihuuhtoumat kalibrointi- ja tutkimusjaksolla on koottu taulukoihin 1- 6.

Kokonaistyppihuuhtoumat olivat kalibrointijaksolla alueilla A, B ja C noin 20 kg ha^{-1} a^{-1} ja alueella D 7,5 kg $ha^{-1}a^{-1}$. Kokonaisfosforia huuhtoutui noin 2,3 kg $ha^{-1}a^{-1}$ alueilta A; B ja C sekä 1,2 kg ha^{-1} a^{-1} alueelta D. Täydennysojituksen jälkeisenä vuonna kokonaistyppeä alueelta A huuhtoutui 31,2 kg ha^{-1} a^{-1}, mikä on paljon verrattuna muihin alueisiin. Kokonaisfosforihuutouma oli suuri alueelta C, 3,3 kg ha^{-1} a^{-1}.

Nummelassa tehtyjen täydennysojituksien vaikutuksesta ravinnehuuhtoumiin saadaan lisää tietoa edelleen käynnissä olevista mittauksista. PVO-hankkeen koekentiltä ja aiemmilta tutkimusalueilta saadut tulokset osoittavat, että peltoviljelyssä tarvitaan nykyistä enemmän toimenpiteitä salaojien kautta tulevan kuormituksen vähentämiseksi. Tutkimusta tarvitaan sekä salaojitusmenetelmistä, kuten ympärysaineista, että viljelymenetelmistä, joilla voidaan pienentää salaojavesien ravinnepitoisuuksia.

Taulukko 1. Salaoja- ja pintakerrosvalunnat (mm) sekä sadanta (mm) koealuettain kalibrointijaksolla 6/2007–5/2008

	Alue A	Alue C	Alue B	Alue D	Sadanta*
Salaojavalunta	151	231	217	96	
Pintakerrosvalunta	40	27	31	53	
Yhteensä	191	258	248	149	715

* korjattu sadanta, vesisateen korjauskerroin 1,05 ja lumisateen 1,3.

Taulukko 2 Kokonaistyppihuuhtoumat (kg ha^{-1} a^{-1}) kalibrointijaksolla 6/2007–5/2008

	Alue A	Alue C	Alue B	Alue D
Salaojavalunta	16,2	17,7	17,4	6,2
Pintakerros-valunta	2,3	2,7	2,3	1,3
Yhteensä	18,5	20,4	19,7	7,5

Taulukko 3. Kokonaisfosforihuuhtoumat (kg ha^{-1} a^{-1}) kalibrointijaksolla 6/2007–5/2008

	Alue A	Alue C	Alue B	Alue D
Salaojavalunta	1,6	2,1	2,0	0,8
Pintakerros-valunta	0,63	0,39	0,30	0,37
Yhteensä	2,2	2,5	2,3	1,2

Taulukko 4. Salaoja- ja pintakerrosvalunnat (mm) sekä sadanta (mm) tutkimusjaksolla 6/2008–5/2009

	Alue A	Alue C	Alue B	Alue D	Sadanta*
Salaojavalunta	130	221	125	63	
Pintakerrosvalunta	51	32	94**	50	
Yhteensä	181	253	219	113	646

* korjattu sadanta, vesisateen korjauskerroin 1,05 ja lumisateen 1,3.
** Alueelta B mitattiin keväällä huomattavan paljon pintakerrosvaluntaa

Taulukko 5. Kokonaistyppihuuhtoumat (kg ha^{-1} a^{-1}) tutkimusjaksolla 6/2008-5/2009

	Alue A	Alue C	Alue B	Alue D
Salaojavalunta	23,4	8,7	3,6	1,3
Pintakerrosvalunta	7,8	1,1	1,2	1,8
Yhteensä	31,2	9,8	4,8	3,1

Taulukko 6. Kokonaisfosforihuuhtoumat (kg ha^{-1} a^{-1}) tutkimusjaksolla 6/2008-5/2009

	Alue A	Alue C	Alue B	Alue D
Salaojavalunta	0,7	2,6	2,1	0,6
Pintakerrosvalunta	0,4	0,7	0,2	0,3
Yhteensä	1,1	3,3	2,3	0,9

Kirjallisuus

[1] Vakkilainen, P., Alakukku, L., Koskiaho, J., Myllys, M., Nurminen, J., Paasonen-Kivekäs, M., Peltomaa, R., Puustinen, M., Äijö, H. 2010. Pellon vesitalouden optimointi. Loppuraportti 2010. *Salaojituksen tutkimusyhdistyksen tiedote* 30: 112 s. + liitteet 46 s.

Pintakasvillisuuden rooli ojitetun suon hiilen kierrossa

The role of forest floor vegetation on the carbon cycle of a drained mire

Tiina Badorek, Kari Minkkinen, Eeva-Stiina Tuittila

Metsätieteiden laitos, Helsingin yliopisto PL 27 00014 Helsinki

Johdanto

Suomessa on noin 5 miljoonaa hehtaaria metsäojitettuja soita, joiden turvekerrokseen on sitoutunut yli 3 Pg (10^{15}g) hiiltä, siis yli 1000 kertaa enemmän kuin kangasmaihin (Minkkinen et al. 2002). Ojitus nopeuttaa turpeen hajoamista ja voi muuttaa suon hiilen sitojasta hiilen lähteeksi ilmakehään. Tutkimustulokset ojituksen vaikutuksista suon hiilitaseisiin ovat kuitenkin ristiriitaisia toisten ennustaessa merkittäviä lisäpäästöjä (Silvola et al. 1996) ja toisten lisänielua (Minkkinen et al. 2002, T. Laurila 2006, julkaisematon aineisto).

Kalevansuo on metsäojitettu suo, jossa on tehty hiilitasemittauksia vuodesta 2004 alkaen. Eddy covariance - mittausten perusteella Kalevansuon koeala on merkittävä hiilen nielu, vaikka maan hiilipäästöt ovatkin suuremmat kuin vastaavalla luonnontilaisella suolla (Silvola et al. 1996). Vaikka suuri osa sidonnasta selittyy puuston kasvulla, vuotuinen puuston kasvu ei yksin riitä kattamaan vuotuista nettovaihtoa. Kasvillisuus siis sitoo enemmän kuin mitä maasta hajotuksen kautta vapautuu. Tämä voi selittyä sillä että Kalevansuon puusto ei ole sulkeutunut, ja valoa pääsee maahan asti, minkä vuoksi pintakasvillisuus on tiheä ja sammalkerros yhtenäinen, kuten luonnontilaisella suolla. Herää kysymys, onko perustuottajana avainasemassa puusto vai pintakasvillisuus?

Tämän tutkimuksen tavoitteena on selvittää pintakasvillisuuden roolia hiilen kierrossa ja metsikön hiilitaseessa kaasumittausten avulla. Hypoteesimme on, että pintakasvillisuuden tuotos on merkittävässä osassa myös karun, ojitetun suon hiilitaseessa, vaikka puusto onkin selvästi dominoivin biomassavarasto.

Aineisto ja menetelmät

Mittaukset tehtiin Lopen kunnassa sijaitsevalla Kalevansuolla (60°39' N, 24°22' E, 123 m mpy). Kalevansuo on niukkaravinteinen varputurvekangas (alun perin isovarpuräme), joka metsäojitettiin v. 1971. Puusto on puhdasta männikköä ja sen runkotilavuus on 115 m^3 ha^{-1}. Pintakasvillisuus on varpuvaltainen (*Vaccinium uliginosum, V. myrtillus, V. vitis idaea, Ledum palustre*), joukossa hieman tupasvillaa (*Eriophorum vaginatum*) ja hillaa (*Rubus chamaemorus*). Sammalkerroksen valtalaji on seinäsammal (*Pleurozium schreberi*), mutta joukossa on vielä melko runsaasti rahkasammalia (*Sphagnum angustifolium, S. russowii*).

Pintakasvillisuuden tuotosta tutkittiin mittaamalla häiriintymättömän sammal- ja varpukasvuston hiilidioksidin sitoutumista ja vapautumista maan pinnalla läpinäkyvillä kammioilla, ja maan hiilidioksidivuon osuus kokonaisrespiraatiosta arvioitiin kasvittomista maanhengitysmittausruuduista. Hiilen virtauksiin vaikuttavia ympäristötekijöitä (valo, maan ja ilman lämpötilat, sadanta, maan kosteus, pohjavedenpinta) seurattiin säännöllisesti. Kalevansuon puuston kasvun arvioimiseksi tehtiin vuosina 2004 ja 2009 puustomittauksia. Puista mitattiin mm. läpimitta, pituus, latvussuhde sekä neulasten määrä.

Hiilivuomittausten lisäksi koealalla aloitettiin pintakasvillisuuden biomassa- ja kariketuotosmittaukset v. 2005. Biomassat on määritetty kasvilajeittain systemaattisesti sijoitetuilta näytealoilta. Pintakasvillisuuden kariketta kerättiin suon pintaan asetetuilla keräimillä, joiden yläpuolinen kasvilajipeittävyys on määritetty.

Eri kasvilajien valovasteet mallitettiin sopivin funktioin. Mitattavien kasvustojen kasvukaudenaikainen lehtialadynamiikka arvioitiin lehtilaskennoin ja lehtipinta-alamittauksin. Tulokset yleistettiin koealatasolle seuraavasti. Valon sammuminen ja jakautuminen koealalla latvusten alla arvioitiin lehtibiomassaan perustuvalla mallilla. PAR–mittaukset kerrottiin painotetuilla suhteellisilla täysvalon, puolivarjon ja varjon osuuksilla. Kasvustojen lehtialakehitys arvioitiin mitattujen kasvustojen lehtialadynamiikan ja määritetyn biomassa/lehtiala-suhteiden avulla. Eri kasvustojen tunneittainen kaasunvaihto rekonstruoitiin yli kasvukauden. Kasvukautista hiilen nettovaihtoa verrataan biomassan keruumenetelmällä saatuihin lukuihin, puuston kasvuun ja kariketuotokseen.

Kirjallisuus

[1] Minkkinen K., Korhonen R., Savolainen I. & Laine J. 2002. Carbon balance and radiative forcing of Finnish peatlands 1900–2100 — the impact of forestry drainage. *Global Change Biology* 8: 785–799.
[2] Silvola J., Alm J., Ahlholm U., Nykänen H., & Martikainen P.J. 1996. CO_2 fluxes from peat in boreal mires under varying temperature and moisture conditions. J. Ecol. 84: 219–228.

The speciation and vertical distribution of Al, Cu, K and Zn on forested peatland sites

Thomas Brügger[1], Tarja Lehto[1] and Gerd Welp[2]

[1] Faculty of Science and Forestry, School of Forest Sciences, University of Eastern Finland, Yliopistokatu 7, rakennus Y9 (Borealis), FIN-80130 Joensuu, Finland
[2] Institute of Crop Science and Resource Conservation, Division Soil Science, University of Bonn, Nussallee 13, D-53115 Bonn, Germany

Introduction

Peatland forests in Finland frequently suffer from the deficiency of phosphorus (P) and potassium (K). Shortage of the micronutrient copper (Cu) is also a widespread problem, since this micronutrient is complexed to organic substances and, thus, poorly available for uptake. Insufficient supply of zinc (Zn) is less likely than that of Cu, but may develop rather quickly after harvest, because in general the amount of Zn in the peat is low compared to that in the standing biomass [1]. Attempts to correct nutrient deficiency by fertilization have not always been successful, even in the cases where fertilization greatly increased the total nutrient concentration in the peat. Obviously, total concentrations do not give a reliable impression of the bioavailable nutrient pool and, in accordance with this, Zeien and Brümmer [2] stress the necessity of determining the speciation of an element, that is, its occurrence in different binding forms, which show great differences regarding mobility and bioavailability. The aims of the present study were (i) to assess the impact of fertilization on the speciation of Cu, K and Zn as well as that of the phytotoxin aluminium (Al) and (ii) to assess the vertical distribution of the elements as a way to evaluate long-term mobility.

Material and methods

Nine plots of the peatland experimental area Särkkä, Ilomantsi, were included into the study. The plots were evenly divided between three blocks and three fertilization treatments (control, PKB, PKBCu) performed in 1981-1982. Peat was sampled from different depths and analysed using the optimized sequential extraction procedure [2,3]. The procedure yields seven fractions, with increasing fraction numbers denoting increasing binding strength and, thus, decreasing bioavailability and mobility. The metals Al, K and Zn were determined in all seven fractions, whereas complete fractionation of Cu was restricted to the samples with PKBCu-treatment. In the very Cu-poor samples from the control plots and the plots with PKB-treatment, only the fractions F1, sumF2+3+4 and sumF5+6+7Cu were extracted. Mixed design ANOVA was used to evaluate the effects of the factors ´fertilization´ and ´depth´ on total element concentration as well as on the speciation (only results for F1 are treated here).

Results and discussion

Total concentration and speciation of the elements investigated are given in Figure 1. Both, depth and fertilization, had a significant influence on Cu_{tot}. However, breaking down the influence of depth using simple effects analysis revealed that the decrease of Cu_{tot} with depth was significant only for control ($p < .05$) and PKBCu ($p < .001$). According to repeated contrasts, Cu_{tot} was significantly higher on the PKBCu plots than on the PKB plots. Regarding Cu in F1, there was no significant influence of fertilization but depth resulted into a significant decline of Cu_{F1}. As indicated by Figure 1, Cu speciation is dominated by fractions with intermediate and high binding strength. In the case of K_{tot}, there was a significant decrease with depth but no influence of fertilization. The same can be stated for K_{F1}, which was the dominant K fraction (see Figure 1). Similar to K, the speciation of Zn was dominated by F1, and depth had a significant effect on both, Zn_{tot} and Zn_{F1}. Fertilization affected significantly neither Zn_{tot} nor Zn_{F1}. In the case of Al, which was dominated by

fractions with intermediate and high binding strength, neither of the two factors investigated affected Al_{tot} and Al_{F1}.

It can be concluded that, more than two decades after fertilization, Cu was the only element still showing elevated total concentrations as a consequence of nutrient amendment. Furthermore, the highly significant decrease of Cu_{tot} with depth that was found for the PKBCu plots seems to indicate a very low mobility of the fertilized Cu. In contrast, no long-term impact of fertilization could be found for K, the other metalic nutrient included into the fertilization treatment. The great relative proportion of F1 indicates a high bioavailability of this nutrient, which can be stated also for Zn. As to be expected for a nutrient not included into the treatment, fertilization affected neither Zn_{tot} nor Zn_{F1}. Al was not affected by neither factor and the speciation of this potential phytotoxin indicates low bioavailability.

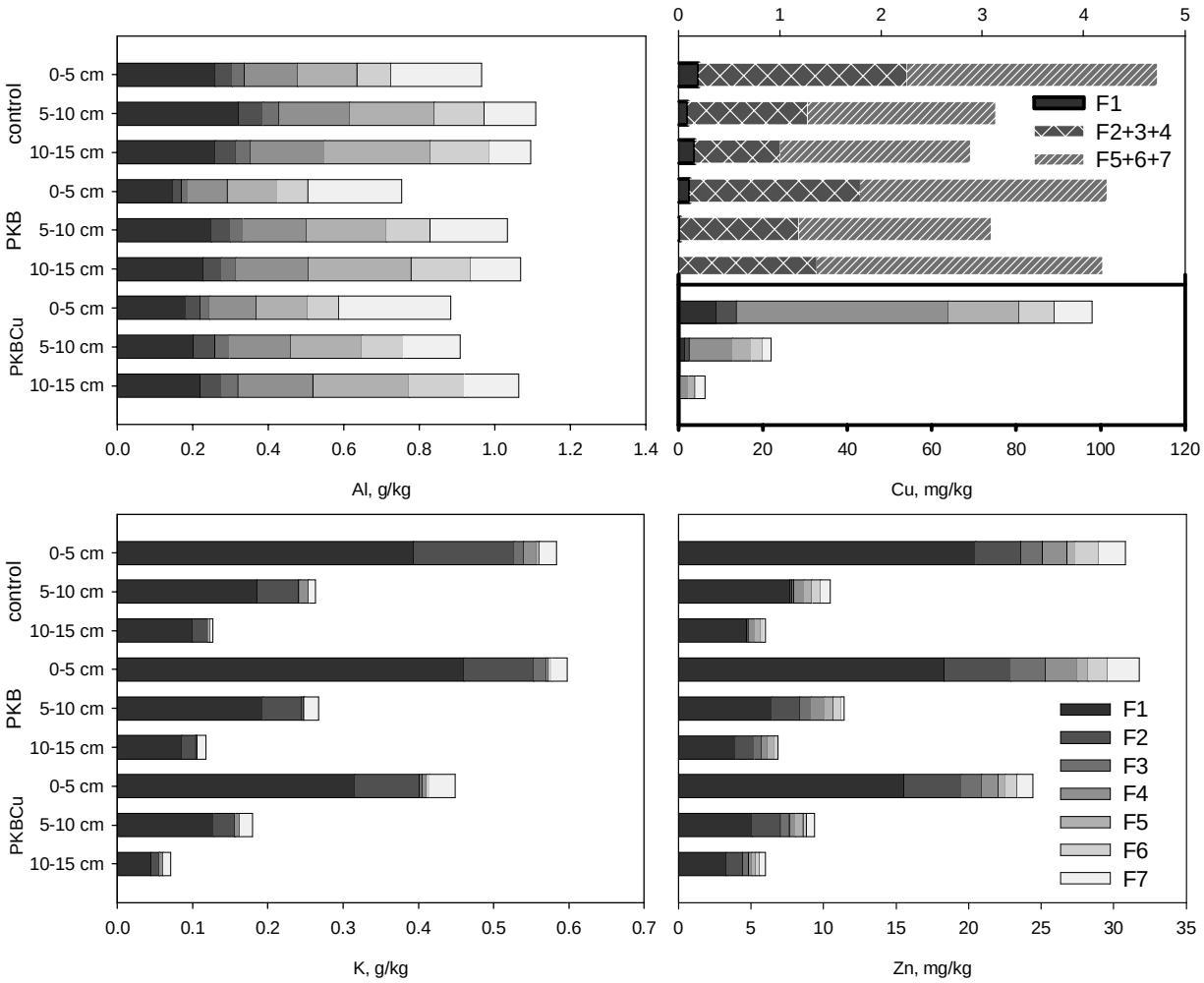


Figure 1. Total concentration and speciation of Al, Cu, K and Zn in the depth layers of the peatland plots. Means of three blocks. Cu was fractionated into three (upper part of the chart with scaling at the top) or seven fractions.

References

[1] Kaunisto, S. and Moilanen, M. 1998. Kasvualustan, puuston ja harvennuspoistuman sisältämät ravinnemäärät neljällä vanhalla ojitusalueella. *Metsätieteen aikakauskirja* 3/1998: 393-410.

[2] Zeien, H. and Brümmer, G.W. 1989. Chemische Extraktionen zur Bestimmung von Schwermetallbindungsformen in Böden. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 59: 505-510.

[3] Zeien, H. and Brümmer, G.W. 1991. Ermittlung der Mobilität und Bindungsformen von Schwermetallen in Böden mittels sequentieller Extraktionen. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 66: 439-442.

Carbon pools and fluxes in two peatland forest sites after girdling and nutrient application

Kaulaamisen ja ravinnelisäyksen vaikutus hiilen määriin ja virtoihin kahdessa ojitetussa suometsän kokeessa

Markus Hartman[1], Aino Korrensalo[2], Tytti Sarjala[3] and Jukka Laine[3]

[1] Finnish Forest Resarch Institute, Unit of South Finland, Vantaa Research Unit, P.O. Box 18, FI-01301, Vantaa. Email: markus.hartman@metla.fi
[2] University of Oulu, Department of Biology, P.O. Box 3000, FI-90014 University of Oulu, Finland. Email: ainokorr@mail.student.oulu.fi
[3] Finnish Forest Resarch Institute, Unit of West Finland, Parkano Research Unit, Kaironiementie 15, FI-39700 Parkano. Email: tytti.sarjala@metla.fi, jukka.laine@metla.fi

Introduction

In Finland, about 5 million hectares of peatlands have been drained for forestry purposes. Due to nutritional imbalances or deficiencies of the tree stands many such sites have been fertilized with P and K, and in some cases even N fertilizers. Nutrient application with P and K fertilizers is known to enhance the aboveground tree biomass – and thus the carbon pool, but the effects on the belowground biomass increment and carbon allocation and fluxes are less well documented.

The two major soil carbon dioxide sources are the autotrophic respiration that emanates from the photosynthates of the three stands and the ground vegetation and the heterotrophic respiration originating from the breakdown of the organic material in the peat substrate.

Our aim is to assess the effect of PK-fertilization on the two belowground carbon dioxide sources and the carbon balance of drained peatland forest stands

Material and methods

A field experiment was established in 2009 on two drained peatland sites on the Liesineva mire in Parkano, western Finland (61° 59’ N, 23° 14’ E). Both sites consist of four plots of 20 x 20 m with the treatments 1) control, 2) girdling and clipping, 3) nutrient application (Iron PK fertilizer 600 kg ha^{-1}) and 4) girdling and clipping with nutrient application.

The site types of the experiment sites is drained low shrub peatland forest and drained *Vaccinium vitis-idaea* peatland forest. The main tree species is Scots pine (low shrub peatland forest) and Scots pine with a mixture of downy birch and a few Norway spruces (*Vaccinium vitis-idaea* peatland forest). The tree stand biomass was measured in 2009 before the fertilization and girdling treatments. Species coverage and mean height of the ground vegetation were recorded.

The soil CO_2 respiration was measured with a closed chamber method using a portable device. For measuring the total soil CO_2 respiration there are six measurement spots on each sample plot that are bare from vegetation and to estimate the heterotrophic CO_2 respiration fraction – and as a double check to the plots with girdling and clipping – six measurement spots that have been bared from vegetation and isolated from the surrounding substrate with a ca 27 cm deep circular metal plate collar (Fig. 3). In-growth mesh bags (mesh size 50 μm) 1 filled with acid-washed quartz sand were buried in each plot inside and outside the metal collars to quantify the growth of extramatrical mycorrhizal mycelia.

The soil respiration will be recorded until the end of the experiment in 2011, when the tree stand, soil sampling and vegetation survey will be repeated to test whether the nutrient application has affected the below- and above-ground carbon allocation pattern on nutrient limited drained peatland forests. The results will be used for the carbon life cycle study of the fertilizer.

Results and discussion

Compared to the treatments without girdling the carbon dioxide production on the girdled plots has decreased significantly. A simultaneous decrease was also observed in the collared measurement spots. So far, no effect of the nutrient application on the carbon dioxide production has been observed. After the growing season in 2009 the biomass of fungal mycelia in the mesh-bags differed inside and outside the collars showing a predicted decline in growth of mycorrhizal fungi inside the collars as there is no supply of photosynthetic carbon to the substrate. Probably, this effect will be more pronounced as the experiment proceeds.

The effect of clear-cutting and whole tree harvesting on soil CO_2 respiration

Markus Hartman[1], Tanja Murto[2] and Hannu Ilvesniemi[1]

[1] Finnish Forest Resarch Institute, Unit of South Finland, Vantaa Research Unit, P.O. Box 18, FI-01301, Vantaa. Email: markus.hartman@metla.fi, hannu.ilvesniemi@metla.fi
[2] Finnish Forest Resarch Institute, Unit of North Finland, Muhos Research Unit. Kirkkosaarentie 7, FI-91500 Muhos. Email: tanja.murto@metla.fi

Introduction

The relationship between production and decomposition determines whether a system is a sink or a source of atmospheric CO_2, but the absolute or relative contributions of these fluxes of forests managed in different ways are not yet well known. Forest harvesting reduces the amount of atmospheric CO_2 accumulated by the foliage and increases the amount of recent plant litter. In addition to clear-cutting and residue removal, the site preparation also affects the decomposition conditions of the soil organic matter. The aim of this study was to quantify soil CO_2 effluxes from clear-cut boreal forests managed in different ways after clear-cutting.

Material and methods

This study was carried out on three experimental areas located in Kivesvaara in Paltamo (North Central Finland, Längelmäki in Jämsä (South Central Finland) and Anjalankoski in Kouvola (SE Finland). The treatments which were repeated with three (Längelmäki) or four (Kivesvaara, Anjalankoski) replicates on each location were: 1. Uncut forest (control); 2. Clear-cut, no soil preparation and no planting; (not measured for CO_2) 3. Clear-cutting, scarifying, spruce plantation; 4. Clear-cutting, 70% harvest residue removal, scarifying, spruce plantation; 5.Clear-cutting, 70% harvest residue removal, stump removal (25 stumps/ha left), scarifying, spruce plantation; 6. Clear-cutting, 100% harvest residue removal, 100% stump removal (25 stumps/ha left), scarifying, spruce plantation.

The soil CO_2 efflux of each treatment replicate was measured from 6 locations within the treatment area at 20 meter distance from each other. The measurement was done with a closed chamber (diameter 200 mm and height 300 mm) covered with aluminum foil. The chamber was attached on collars (220 mm in diameter and 70 mm in height) installed into the soil by pressing them gently into the topsoil and sealing off any air flow with wet sand..

A small battery-operated fan was used to mix the air within the chamber headspace. The increase of CO_2 concentration in the chamber's headspace was monitored for 200 seconds at 5-second intervals with a Vaisala MI70 carbon analyzer (GMP343 carbon dioxide probe). The soil CO_2 efflux was calculated from the change in the CO_2 concentration in the chamber during the last 150 seconds of the measurement. The air temperature within the chamber and at 5 cm depth in the soil was monitored during the measurement period with small temperature sensors.

The effect of treatments on soil CO_2 efflux was tested with ANOVA with the factors experimental site and treatment.

Results and discussion

The calculation of the data is under process and in this abstract only the results of the measurements done at Kivesvaara and Anjalanakoski in early September 2010 are presented. At Kivesvaara the average effluxes ranged from 0.09 g CO_2 m^2 h^{-1} to 1.17 g CO_2 m^2 h^{-1} (mean

0.48, SD 0.27) and at Anjalankoski from 0.18 g CO_2 m^2 h^{-1} to 1.52 g CO_2 m^2 h^{-1} (mean 0.47, SD 0.24). The soil (x= 9,70 and 11,06) and air (x= 11,9 and 18,3) temperatures during the period when measurements were done in Anjalankoski were lower than during the measurement period in Kivesvaara, but there were no significant differences in the average soil CO_2 effluxes between these experiments (ANOVA F=0.07, p=0.79). The soil CO_2 effluxes from the uncut controls were significantly higher than from those of the clear-cut treatments (F=5.07, p=0.00). There was no difference between the clearcut treatments. The treatment average soil CO_2 effluxes are presented in Table 1.

Table 1. Mean soil CO_2 efflux (g m^2 $h^{-}1$) by treatment in Kivesvaara and Anjalankoski. See text for the different treatments

Treatment	1	3	4	5	6
Kivesvaara	0.84	0.32	0.45	0.36	0.59
Anjalankoski	0.51	0.26	0.38	0.46	0.45

Lyijy, arseeni ja antimoni ampumaradan maaperässä

Lead, arsenic and antimony in soils of a shooting range

Tarja Hatakka[1], Timo Tarvainen[1], Samrit Luoma[1] ja Arto Pullinen[1]

[1]Geologian tutkimuskeskus, PL 96, 02151 ESPOO

Johdanto

Geologian tutkimuskeskus (GTK) ja Suomen ympäristökeskus (SYKE) toteuttavat yhteistyönä hankkeen Haitta-aineiden kulkeutumisen arviointi ampumarata-alueilla. Hankkeessa selvitetään ampumaratojen maaperän riskinarviointiin soveltuvia kenttämittaus- ja analyysimenetelmiä sekä testataan riskinarvioinnissa käytettäviä malleja. Koealueena on Nummi-Pusulan riistanhoitoyhdistyksen ylläpitämä ampumarata Nummi-Pusulan Mansikkakuopan alueella.

Vanhoilla ampumarata-alueilla maaperässä on runsaasti hauleja ja luoteja, joiden rapautuminen voi johtaa niissä esiintyvien haitta-aineiden, kuten lyijyn (Pb), arseenin (As) ja antimonin (Sb), liukenemiseen ja kulkeutumiseen pohjaveteen ja vesistöihin. Haitta-aineiden kulkeutumiseen liittyvät riskit tuleekin selvittää viimeistään toimintaa koskevan ympäristöluvan uusimisen yhteydessä. Hankkeessa selvitetään haulikkorata-alueiden maaperässä esiintyvien haulien rapautumisesta maaperään joutuvia haitta-aineita, haitta-aineiden liukenemiseen ja kulkeutumiseen vaikuttavia tekijöitä sekä kulkeutumisen arvioinnissa tarvittavien kohdetietojen (esim. liukoisuudet ja K_d-arvot) määritysmahdollisuuksia ja niiden käyttöä riskinarvioinnissa.

Aineisto ja menetelmät

GTK otti tutkimukseen maaperänäytteitä yhdeksästä maaperäprofiilista ampumaradan trap-haulikkoradalta ja yhdestä profiilista käytöstä poistetulta skeet-radalta. Näytteet edustivat huuhtoutumiskerrosta, rikastumiskerrosta, vaihettumisvyöhykettä tai rikastumiskerroksen pohjaosaa ja pohjamaata. Huuhtoutumiskerros sisälsi kaikissa profiileissa runsaasti orgaanista ainesta. Yhdestä profiilista otettiin myös humusnäyte.

Mineraalimaanäytteistä määritettiin alkuaineiden kuningasvesiliukoiset pitoisuudet, ammoniumasetaatti-EDTA-liukoiset pitoisuudet, Fe-Mn-saostumiin sitoutunut Pb, As ja Sb happamalla ammoniumoksalaattiuutolla, pH $CaCl_2$-uutolla, kationinvaihtokapasiteetti ja joidenkin alkuaineiden kohdekohtaiset maa-maavesi-jakautumiskertoimet eli K_d-arvot. Kun tiedetään haitta-aineen, esimerkiksi arseenin tai lyijyn, pitoisuus maaperässä (C_s) ja kyseisen haitta-aineen maa-maavesi-jakautumiskerroin (K_d), huokosveteen liukeneva pitoisuus (C_w) voidaan laskea jakamalla maaperän pitoisuus (C_s) maa-maavesi-jakautumiskertoimen (K_d) arvolla. Huokosveteen liuenneen pitoisuuden perusteella voidaan laskea pohjaveden pilaantumisriskin kannalta alkuaineen sallittu enimmäispitoisuus maaperässä eli suurin vaikutukseton pitoisuus (SVP_{pv}).

Lyijyn, arseenin ja antimonin liukoisuutta tutkittiin myös liukoisuustesteillä (SFS-EN 12457-3 ja CEN/TS 14405). Humusnäyte uutettiin väkevällä typpihappouutolla mikroaaltouunissa. Monialkuainemääritykset tehtiin ICP-AES ja ICP-MS-tekniikalla.

Tulokset ja tarkastelu

Tutkimusalueella kuningasvesiliukoiset Pb-pitoisuudet ovat mineraalimaanäytteissä < 5 mg/kg – 16 000 mg/kg. Suurimmat Pb-pitoisuudet ovat maaperän pintaosissa. Humuksessa lyijyä on tuhatkertaisesti enemmän kuin saman profiilin mineraalimaanäytteissä. Mineraalimaassa lyijypitoisuudet pienenevät syvemmältä otetuissa näytteissä siten, että vaihettumisvyöhykkeen ja pohjamaan näytteissä lyijyä on enää normaalin maaperän taustapitoisuuden verran, samaa suuruusluokka kuin esim. pääkaupunkiseudun kehyskuntien pohjamaan Pb-pitoisuudet [1]. Helppoliukoista, kasveille käyttökelpoista lyijyä on eniten huuhtoutumiskerroksen ja rikastumiskerroksen näytteissä. Syvemmällä maaperässä helppoliukoista lyijyä on hyvin vähän. Liukoisuustesteissä kymmenestä tutkitusta näytteestä kahdessa pintamaanäytteessä lyijyn liukoisuus L/S 10 ylittää pysyvän jätteen kaatopaikan raja-arvon 0,5 mg/kg [2]. Suurimmat vaikutuksettomat pitoisuudet (SVP_{pv}) lyijylle kohdekohtaisista K_d-arvoista laskettuna ovat 46 – 2 513 mg/kg. Yhdeksässä näytteessä nämä ovat pienempiä kuin näytteestä mitatut pitoisuudet.

Kuningasvesiliukoista arseenia maaperässä on 3,14 – 16,9 mg/kg. Sen pitoisuusvaihteluihin maaperässä syvyyssuunnassa vaikuttaa myös geologinen alkuperä. Useimmiten suurimmat pitoisuudet ovat maaprofiilin yläosissa huuhtoutumiskerroksen näytteissä. Humusnäytteen As-pitoisuus on noin kolminkertainen mineraalimaan pitoisuuksiin verrattuna. Helppoliukoista arseenia on analyysimenetelmän puitteissa havaittavia määriä vain mineraalisen maaperän pintanäytteissä. Pintamaassa keskimäärin 77 %:a arseenista on sitoutuneena Fe-Mn-saostumissa. Liukoisuustesteissä kymmenestä tutkitusta näytteestä kolmessa pintamaanäytteessä arseenin liukoisuus L/S 10 ylittää pysyvän jätteen kaatopaikan raja-arvon 0,5 mg/kg [2]. Suurimmat vaikutuksettomat pitoisuudet (SVP_{pv}) arseenille kohdekohtaisista K_d-arvoista laskettuna ovat 6 – 1 389 mg/kg. Yhdessä näytteessä SVP_{pv}-arvo on pienempi kuin näytteestä mitattu As-pitoisuus.

Mineraalimaanäytteissä suurimmat kuningasvesiliukoiset Sb-pitoisuudet ovat maaperän yläosissa. Pohjamaassa pitoisuudet ovat pienet samoin kuin lyijylläkin. Kasveille käyttökelpoista antimonia on vain huuhtoutumiskerroksen näytteissä. Humuksessa antimonia on yli kymmenen kertaa enemmän kuin mineraalimaanäytteissä. Liukoisuustesteissä kymmenestä tutkitusta näytteestä seitsemässä näytteessä antimonin liukoisuus L/S 10 ylittää pysyvän jätteen kaatopaikan raja-arvon 0,5 mg/kg. Näistä kolmen näytteen liukoisuus ylittää myös tavanomaisen jätteen kaatopaikan raja-arvon 0,7 mg/kg ja yhden näytteen liukoisuus ongelmajätteen kaatopaikan raja-arvon 5 mg/kg. Suurimmat liukoisuudet ovat pintamaanäytteissä [2]. Suurimmat vaikutuksettomat pitoisuudet (SVP_{pv}) antimonille kohdekohtaisista K_d-arvoista laskettuna ovat 3 – 61 mg/kg. Kuudessa näytteessä nämä ovat pienempiä kuin näytteestä mitatut Sb-pitoisuudet.

Pb-, As- ja Sb-pitoisuudet Mansikkakuopan maaperässä ovat varsin suuria erityisesti pintamaassa. Syvemmällä maaperässä pitoisuudet ovat normaalien taustapitoisuuksien suuruusluokkaa. Helppoliukoista lyijyä, arseenia ja antimonia on vain pintamaanäytteissä. Kohdekohtaisista K_d-arvoista lasketut SVP_{pv}-pitoisuudet ovat mitattuja arvoja pienemmät vain muutamien maaperäprofiilien pintaosien näytteissä.

Kirjallisuus

[1] Tarvainen, Timo (toim.), Mikael Eklund, Maija Haavisto-Hyvärinen, Tarja Hatakka, Jaana Jarva, Virpi Karttunen, Erna Kuusisto, Jukka Ojalainen & Eeva Teräsvuori 2006. Alkuaineiden taustapitoisuudet pääkaupunkiseudun kehyskuntien maaperässä. Geologian tutkimuskeskus, tutkimusraportti. 40 s.
[2] Säädös 202/2006: Valtioneuvoston asetus kaatopaikoista annetun valtioneuvoston päätöksen muuttamisesta (annettu Helsingissä 23 päivänä maaliskuuta 2006).

Uuttomenetelmän kehittäminen boreaalisten maiden proteiinityyppiselle materiaalille ja analysointi MALDI-TOF/MS:lla

Development of extraction method for proteinaceous material of boreal soils and analysis by MALDI-TOF/MS

Sanna Kanerva[1,2], Aino Smolander[2], Veikko Kitunen[2], Raimo Ketola[3,4] ja Tapio Kotiaho[1,3]

[1] Helsingin yliopisto, Analyyttisen kemian laboratorio, Kemian laitos, PL 55, 00014 Helsingin yliopisto
[2] Metsäntutkimuslaitos, Vantaan toimintayksikkö, PL 18, 01301 Vantaa
[3] Helsingin yliopisto, Farmaseuttisen kemian osasto
[4] Helsingin yliopisto, Lääketutkimuksen keskus

Johdanto

Proteiinit sekä niiden hajoamistuotteet ovat suurin (~40 %) typpeä sisältävä orgaaninen yhdisteryhmä maassa [1,2]. Nykytietämyksen valossa proteiinit ovat typenkierron prosesseissa avainasemassa, koska proteiinien ja peptidien hajoaminen aminohapoiksi näyttää olevan pääasiallinen typen mineralisaatiota rajoittava tekijä maassa [3, 4, 5]. Proteiinit ja peptidit esiintyvät maassa harvoin täysin puhtaina yhdisteinä, koska ne sitoutuvat helposti ja usein myös tiukasti maan eri komponentteihin kuten humusaineisiin ja fenolisiin yhdisteisiin kuten tanniineihin. Tämän vuoksi niistä käytetään nimitystä *proteiinityyppinen materiaali*. Maan proteiinityyppisen materiaalin kemian, ominaisuuksien ja merkityksen syvällisemmäksi ymmärtämiseksi tarvitaan erityyppisille maille soveltuvia proteiinityyppisen materiaalin uutto- ja puhdistusmenetelmiä, jotka mahdollistavat materiaalin tarkemman analysoinnin. Tämän tutkimuksen tarkoituksena oli selvittää erilaisten uuttoliuosten tehokkuutta sekä fenoliuuton soveltuvuutta erilaisten boreaalisten maiden proteiinityyppisen materiaalin uuttoon sekä uutteiden puhdistukseen ennen materiaalin analysointia.

Aineisto ja menetelmät

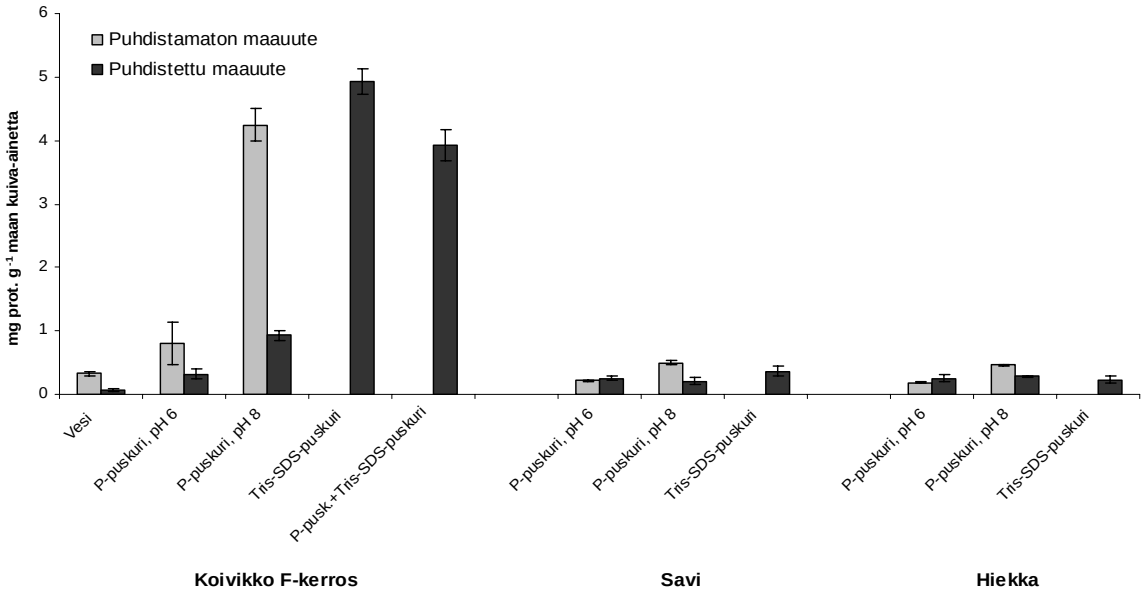
Eri uuttoliuosten (vesi, fosfaattipuskuri pH 6 ja 8, Tris-SDS-puskuri, peräkkäinen uutto fosfaattipuskurilla pH 8 ja Tris-SDS-puskurilla) tehokkuutta testattiin koivikkomaan orgaanisella F-kerroksella, savisella vähäorgaanisella peltomaalla sekä hiekkaisella avohakkuualan podsoliprofiilin ylimmällä kivennäismaakerroksella (5 cm). Naudan seerumin albumiinilla (BSA) testattiin proteiinin pidättymistehokkuutta edellä mainittuihin maihin. Proteiinityyppisen materiaalin puhdistukseen muista maauutteen komponenteista käytettiin fenoliuuttoa [6, 7]. Maan proteiinityyppisen materiaalin totaalipitoisuudet mitattiin spektrofotometrisesti Bradfordin menetelmällä ja uuttuneiden yhdisteiden molekyylikokojakaumaa analysoitiin matriisiavusteisella laserdesorptioionisaatio - lentoaika-analysaattori - massaspektrometrillä (MALDI-TOF/MS).

Tulokset ja tarkastelu

Maasta uuttuneen proteiinityyppisen materiaalin määrä riippui sekä maatyypistä että käytetyn uuttoliuoksen ominaisuuksista. Eniten proteiinityyppistä materiaalia uuttui maan kuiva-ainetta kohti laskettuna runsaasti orgaanista ainesta sisältävästä koivikon F kerroksesta Tris-SDS-puskurilla (Kuva 1), mikä oli typeksi laskettuna vajaa 5 % maan kokonaistypestä. Savimaasta uuttui enimmillään ~3 % maan kokonaistypestä, kun taas karkealla hiekkamaalla jopa ~90 %. Puhdistamattomat maauutteet sisälsivät runsaasti ei-proteiinityyppistä materiaalia etenkin runsaasti orgaanista ainesta sisältävässä koivikkomaassa, mikä oli ilmeistä varsinkin uuttoliuoksen pH:n ollessa emäksinen (Kuva 1). Maauutteiden sisältämä ei-proteiinityyppinen materiaali häiritsee Bradfordin proteiinimittausmenetelmää aiheuttaen todellista suurempia proteiinipitoisuuksia (Kuva 1), joten uutteiden puhdistus ennen mittausta on välttämätöntä.

BSA:n pidättyminen oli tehokkaampaa koivikko- ja savimaahan kuin karkeaan hiekkamaahan. BSA:n pidättyminen riippui myös käytetystä uuttoliuoksesta, mikä viittaa siihen, että proteiinityyppisen materiaalin sorptiomekanismi on eri maissa erilainen.

MALDI-TOF/MS -spektreissä ei pystytty havaitsemaan yksittäisiä yhdisteitä, vaan laajoja "kumpuja", joten MALDI-TOF/MS vaikuttaa soveltuvan maan proteiinityyppisen materiaalin kokojakauman karkeaan analysointiin. Maahan lisätyn ja siitä uutetun BSA:n spektrin samankaltaisuus puhtaan BSA:n spektrin kanssa osoitti, että tutkimuksessa käytetty uuttomenetelmä ei pilko proteiineja. Näytteiden analysoinnissa havaittujen "kumpujen" perusteella maan proteiinityyppinen materiaali edusti pääasiassa molekyylikokoluokkaa 15-50 kDa. Spektreissä havaitut < 10 kDa kokoiset yhdisteet olivat todennäköisesti joko peptidejä tai humusaineita. Jatkossa olisi tarpeen kehittää MALDI-TOF/MS:n kanssa yhteensopiva menetelmä maan proteiinityyppisen materiaalin yksittäisten yhdisteiden erottelemiseksi toisistaan niiden tarkempaa analysointia varten.



Kuva 1: Koivikko, savi- ja hiekkamaan proteiinityyppisen materiaalin pitoisuudet eri uuttoliuoksilla uutettuna ja Bradfordin totaaliproteiinimenetelmällä mitattuna. Tulokset laskettu puhdistamattomille ja puhdistetuille näytteille.

Kirjallisuus

[1] Schulten, H.-R. and Schnitzer, M. 1998. The chemistry of soil organic nitrogen: a review. *Biology and Fertility of Soils* 26: 1-15.
[2] Nannipieri, P. and Eldor, P. 2009. The chemical and functional characterization of soil N and its biotic components. *Soil Biology & Biochemistry* 41: 2356-2369.
[3] Jones, D.L., Shannon, D., Murphy, D.V. and Farrar, J. 2004. Role of dissolved organic nitrogen (DON) in soil N cycling in grassland soils. *Soil Biology & Biochemistry* 36: 749-756.
[4] Schimel, J.P. and Bennett, J. 2004. Nitrogen mineralization: challenges of a changing paradigm. *Ecology* 85: 591-602.
[5] Jan, M.T., Roberts, P., Tonheim, S.K. and Jones, D.L. 2009. Protein breakdown represents a major bottleneck in nitrogen cycling in grassland soils. *Soil Biology & Biochemistry* 41: 2272-2282.
[6] Chen, S., Rillig, M.C. and Wang, W. 2009. Improving soil protein extraction for metaproteome analysis and glomalin-related soil protein detection. *Proteomics* 9: 4970-4973.
[7] Benndorf, D., Balcke, G.U., Harms, H. and von Bergen, M. 2007. Functional metaproteome analysis of protein extracts from contaminated soil and groundwater. *The ISME Journal* 1: 224-234.

Valtakunnallinen viljelymaiden tilan seuranta 1974-2009

National monitoring of cultivated soils 1974-2009

Riikka Keskinen, Martti Esala, Merja Eurola, Elise Ketoja, Oiva Hakala, Visa Nuutinen

Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus MTT, 31600 Jokioinen

Suomen peltomaiden tilan valtakunnallisen seurantatutkimuksen tavoitteena on tuottaa koko elintarvikeketjua palvelevaa aikaan ja paikkaan sidottua tietoa viljelymaiden kemiallisista ominaisuuksista ja niissä ajan myötä tapahtuvista muutoksista. Systemaattinen seuranta mahdollistaa viljelytoimenpiteiden ja ulkoisen kuormituksen aikaansaamien, usein hitaasti etenevien vaikutusten varhaisen havaitsemisen. Seurantatutkimus toimii tärkeänä apuvälineenä viljelymaiden kestävään käyttöön tähtäävien maataloudellisten ja ympäristöllisten toimenpiteiden ja säädösten suunnittelussa ja niiden vaikuttavuuden arvioinnissa. Seuranta-aineistoa voidaan hyödyntää maan laadussa tapahtuvien muutosten syiden ja seurausten tunnistamisessa, mikä syventää ymmärrystä viljelymaan prosesseista.

Peltomaiden valtakunnallinen seurantaohjelma käynnistyi kesällä 1974 Suomen Akatemian rahoittamalla peltojen muokkauskerroksen kemiallisten ominaisuuksien kartoituksella [1]. Yhteensä 2000 näytepisteestä koostuneen verkoston perustamisessa olennaisia valintoja olivat näytealojen sijoittaminen timoteita kasvaneille heinäpelloille ja etäälle päästölähteistä (tiet ja sähkölinjat). Toinen näytteenotto ja ensimmäinen seurantakierros toteutettiin kesällä 1987 osana Happamoituminen Suomessa (HAPRO)–projektia [2]. Tällöin näytepisteverkosto karsittiin kustannussyistä 1320 pisteeseen. Sen jälkeen seurantaa on jatkettu MTT:n omalla rahoituksella. Kolmas näytteenotto tehtiin kesällä 1998 [3] ja jälleen näytepisteitä jouduttiin vähentämään verkoston supistuessa 705 pisteeseen. Parhaillaan on käynnissä seurannan neljäs kierros, jonka kenttätyöt tehtiin kesällä 2009. Tällä kierroksella aiemmin vain karttamerkintöjen perusteella haetuille pisteille määritettiin GPS-koordinaatit. Edellisen näytteenottokierroksen pisteistä valittiin mukaan ne 611 näytepistettä, joiden paikantaminen pystyttiin tekemään suurimmalla tarkkuudella (Kuva 1).

Kuva 1. Valtakunnallisen viljelymaiden tilan seurantatutkimuksen näytepisteverkosto vuoden 2009 näytteenotossa. Kuvasta puuttuvat Ahvenanmaan 9 pistettä.

Kussakin näytepisteessä maanäytteet koostetaan seurantapisteen ympärille muodostetun aarin suuruisen näytealan kulmista muokkauskerroksen syvyydeltä otetuista neljästä osanäytteestä. Ilmakuivauksen ja seulonnan jälkeen näytteistä määritetään vakiintuneilla menetelmillä Taulukossa 1 esitetyt muuttujat MTT Laboratorioissa Jokioisilla. Vuoden 1974 peltomaiden tilaa viljelyvyöhykkeittäin ja maalajiryhmittäin kartoittaneen tutkimuksen jälkeen [1] maaperän ominaisuuksien ajallisia muutoksia on selvitetty vertaamalla kahden viimeisimmän

näytteenottokerran tuloksia [2, 3]. Vuonna 2009 otettujen näytteiden analyysien valmistuttua seuranta-aineistoa tullaan ensimmäisen kerran tarkastelemaan yli koko historiansa. Uutena selittävänä muuttujana tilastolliseen tarkasteluun otetaan mukaan pellon viljelyhistoria, joka on viljelykasvin osalta saatavilla vuodesta 1995 alkaen 64 % näytepisteistä. Seurantatutkimuksen uusimmat tulokset tullaan julkaisemaan vuoden 2011 aikana sekä tieteellisenä artikkelina että karttamuotoisina kuvina osana MTT:n Luonnonvarapuntaria sekä Maa- ja metsätalousministeriön Luonnonvaramittareita [5].

Taulukko 1. Valtakunnallisessa viljelymaiden tilan seurantatutkimuksessa määritettävät muuttujat.

Muuttuja	Menetelmä
pH	1:2,5 maa-vesi – suspensio
Johtoluku	1:2,5 maa-vesi – suspensio
Irtotiheys	Gravimetrinen, jauhettu maa
C_{org}	Märkäpoltto[a] / kuivapoltto[b]
Ca, K, Mg, Na[a],P,S[b],Sr[a]	AAAc, pH 4,65
Al, Cd[b],Co,Cr[b], Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Pb, Zn	AAAc-EDTA
B, Se[c]	Kuumavesiuutto

[a]Määritetty 1974.
[b]Määritetty vuodesta 1987.
[c]Määritetty 1998.

Käynnissä oleva seurantatutkimus toteutetaan kiinteässä yhteistyössä maatalouden vesistönsuojelua (maan fosforitila) sekä ilmastonmuutosta (maan hiilipitoisuus) koskevien tutkimushankkeiden kanssa. Seurantatutkimuksen maanäyteaineistoa on hyödynnetty myös hivenalkuaineiden kokonaispitoisuuksien kartoituksessa [4]. Pitkäaikaissäilytyksessä MTT:n maanäytepankissa olevat näytteet ovat myös tulevaisuudessa erilaisten tutkimushankkeiden hyödynnettävissä. Ennen seuraavaa näytteenottokierrosta on tarpeen arvioida, kuinka hyvin nykyinen näytepisteverkko vastaa tarkoitustaan ja millaisia kehittämistarpeita seurantatutkimukseen liittyy.

Kirjallisuus

[1] Sippola, J. and Tares, T. 1978. The soluble content of mineral elements in cultivated Finnish soils. *Acta Agriculturæ Scandinavica*, Suppl. 20: 11-25.
[2] Erviö, R., Mäkelä-Kurtto, R. and Sippola, J. 1990. Chemical characteristics of Finnish agricultural soils in 1974 and in 1987. In: Ed. Kauppi P. et al. Acidification in Finland : Finnish Acidification Research Programme HAPRO 1985-1990. Berlin: Springer-Verlag. p. 217-234.
[3] Mäkelä-Kurtto, R. and 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.
[4] Mäkelä-Kurtto, R., Eurola, M. and Laitonen, A. 2007. Monitoring programme of Finnish arable land Aqua regia extractable trace elements in cultivated soils in 1998. Agrifood Research reports 104, 61 p.
[5] https://portal.mtt.fi/portal/page/portal/Luonnonvarapuntari

Energiarajoitteinen kasvu ohjaa maan orgaanisen aineen mineralisaatiota

Fresh carbon channels SOM mineralization processes through priming-effect

Aki Lindén[1], Jussi Heinonsalo[2], Markku Oinonen[3], Emmi Hilasvuori[3], Christina Biasi[4], Hannu Ilvesniemi[5] ja Jukka Pumpanen[1]

[1]Metsätieteiden laitos, PL 27, 00014 Helsingin yliopisto
[2]Viikki Biokeskus, Elintarvike ja Ympäristötieteiden laitos, PL 56, 00014 Helsingin yliopisto
[3]Luonnonhistoriallinen keskusmuseo, Ajoituslaboratorio, PL 64, FI-00014 Helsingin yliopisto
[4]Itä-Suomen Yliopisto, Ympäristötieteen laitos, Yliopistonranta 1 E, 70210 Kuopio
[5]Metsäntutkimuslaitos, PL 18, Jokiniemenkuja 1, 01301 Vantaa

Johdanto

Hiiliallokaation muutokset ekosysteemitasolla ovat avainasemassa pyrittäessä ymmärtämään ilmastonmuutoksen vaikutuksia maaperään sitoutuneisiin suuriin hiilivarastoihin. On esitetty, että ilmaston lämmetessä ja hiilidioksidipitoisuuden noustessa orgaanisen aineen nopeutuva hajotus voisi aiheuttaa energiarajoitteisen[3,4,7] maaperämikrobiston aiheuttaman ns. takaisinkytkentämekanismin[4,10]. Tämä mekanismi aiheuttaisi sen, että hitaasti hajoavasta vanhasta orgaanisesta-aineksesta vapautuisi siihen sitoutunutta typpeä, joka voisi mahdollistaa lisääntyneen biomassan kasvun typpirajoitteisessa boreaalisessa ekosysteemissä ja tätä kautta tehokkaamman hiilen sidonnan[11]. Näistä syistä johtuen kasvava hiiliallokaatio maaperään saattaisi nopeuttaa hajotustoimintaa[2] ja siirtää osan maaperän pitkäikäisistä hiilivarastoista aktiiviseen kiertoon. On myös epäselvää käyttäytyvätkö ekosysteemin maaperäprosessit mineralisaationopeuden vapauttaman typpimäärän kasvaessa samankaltaisesti kuin esimerkiksi märkä- ja kuivalaskeuman seurauksena tapahtuvan lannoitusvaikutuksen on osoitettu tekevän[11], koska suora lannoitusvaikutus ohittaa maaperän muun energiarajoitteisen mikrobitoiminnan sekä sitä seuraavan ravintoverkon vaikutukset[6,8,17,18,19]. Tästä syystä maaperäprosessien muutosten vaikutukset koko ekosysteemin nettohiilensidontaan tunnetaan vielä puutteellisesti[1,7,10,16].

Tutkimuksessa selvitetään ilmastonmuutoksen aiheuttaman energialisäyksen vaikutuksia sienten, bakteerien ja maaperäeläinten toiminnan seurauksena vanhemman orgaanisen aineksen hajoamiseen. Hypoteesimme on, että maaperässä vaikeasti hajoavat matalan C:N suhteen omaavat hiilivarastot ovat alttiita energialisäyksen aiheuttamalle tehostuneelle mineralisaatiolle ja voivat tätä kautta vaikuttaa hiilitaseeseen.

Materiaalit ja menetelmät

Työ perustuu mikrokosmoskokeeseen, jossa hyödynnettiin 14C-hiiliajoitusta[5], maaperän ja kasvillisuuden kemiallisia analyysejä sekä stabiileja isotooppeja 13C, ja 15N tunnistamaan maahengityksen ja kasvillisuuden muutoksia[14,15]. Kuuden kuukauden kasvatus-inkubointikokeessa hyödynnettiin boreaalista A-horisontin metsähumusta, jota esi-inkuboitiin kahdeksan vuotta 4-8 □C lämpötilassa korkean C:N suhteen omaavien hiiliyhdisteiden vähentämiseksi. Luonnollinen mikrobieliöstö varmistettiin kokeessa ymppäämällä koeastiat tuoreesta metsämaasta valmistetulla ympillä kokeen alussa. Mikrokosmoskokeen 60 astiaa jaettiin neljään käsittelyyn, jotka edustivat humus kontrolleja ja puuntaimia (*Pinus sylvestris* L.) sekä niiden glukoosilisäyksiä. Viikoittaisilla C4-glukoosi-käsittelyillä simuloitiin vastaavan kokoisen männyntaimen juuristoon tuottamaa juuristoerityksen vaikutusta[13] ja helposti hyödynnettävää energialähdettä. Käytetyn glukoosin $\delta^{13}C$ arvo erotettiin laskennallisesti maaperän maahengityksestä sekä C3-männyntaimien juuristoerityksestä peräisin olevasta hiilestä. Taimien tuottama glukoosimäärä laskettiin fotosynteesimittausten perusteella. Ilman ja maaperän lämpötila ja valaistus vakioitiin vastaamaan kevään ja kesän keskimääräisiä olosuhteita.

Kokeen alussa ja lopussa maaperästä ja maahengityksen tuottamasta hiilidioksidivuosta mitattiin hiilen isotooppisuhteet ja tehtiin 14C-hiiliajoitus molekyyliseuloihin kerätystä hiilidioksidista. Hiilen lähteen δ^{13}C-määritykset tehtiin Picarro G1101-I laitteistolla (Picarro Inc., Kalifornia, USA) akryylistä valmistetuissa kyveteissä, joissa taimi erotettiin juuristosta ilmatiiviisti. Fotosynteesi mitattiin lopuksi GFS-3000 laitteistolla (H. Walz GmbH, Effeltrich, Saksa), jonka jälkeen taimista määriteltiin neulas- ja juuribiomassa sekä juuristojen mykorritsasienten kokonaismäärät. Lisäksi analysoitiin proteaasi-entsyymiktiivisuus, mikrobibiomassa, typpi, maaperän kemiallinen koostumus (ASE) sekä maaperäeliöistä sukkulamadot.

Alustavat tulokset ja tarkastelu

Alustavien tulosten mukaan energialisäys maaperässä lisäsi vanhemman orgaanisen aineksen osuutta hengityksessä riippumatta sen lähteestä eli siitä, onko energialisäys keinotekoinen glukoosi vai kasvin itsensä tuottama juurieritys. Sukkulamatojen määrä oli merkitsevästi sidoksissa kosteusolosuhteisiin ja bakteeribiomassaan. Radiohiili-määritysten mukaan maahengityksen vanhemman hiilen osuus kasvoi, joka korreloi maaperän proteaasi-entsyymi aktiivisuuden kanssa, mutta ei suoraan energialisäyksen kanssa.

Eri käsittelyiden maahengityksestä mitatut δ^{13}C arvot osoittivat, että hengitetyn hiilidioksidin suhteet olivat peräisin eri lähteistä, eivätkä ne olleet suorassa suhteessa lisättyyn glukoosi- tai hengitysmäärään. Neulasista mitatut ^{15}N-määrät olivat korkeampia taimissa, joissa ei ollut glukoosikäsittelyä eli taimissa, jotka tuottivat myös vanhimman 14C-hiiliarvon. Tämä voi viitata siihen, että ilman glukoosia jääneet taimet ottivat suuremman osan typestä orgaanisessa muodossa.

Glukoosikäsittely kasvatti juuristobiomassan ohella koko kasvin biomassaa. Tämä voi johtua siitä, että hiilirajoitteinen mikrobisto vapauttaa ravinteita kasvin käyttöön lisäämällä orgaanisen aineen mineralisaatiota.

Kirjallisuus

[1] Arneth, A., Harrison, S.P., Zaehle, S., Tsigardis, K., Menon, S., Bartlein, P.J., Feichter, Korhola, A., Kulmala, M., O'Donnell, D., Schurgers, G., Sorvari, S., & Vesala, T. 2010. Terrestrial biochemical feedbacks in the climate system. Nature Geoscience.

[2] Barot, S. & Fontaine, S. 2005. Size and functional diversity of microbe populations control plant persistence and long-term soil carbon accumulation. Ecology Letters 8: 1075.

[3] De Nobili, M., Contin, M., Mondini, C. & Brookes, P. C. 2001. Soil microbial biomass is triggered into activity by trace amounts of substrate. Soil Biology & Biochemistry 33: 1163-1170.

[4] Fontaine, S., Barot, S., Barre, P., Bdioui, N., Mary, B. & Rumpel, C. 2007. Stability of organic carbon in deep soil layers controlled by fresh carbon supply. Nature 450: 277-280.

[5] Hämäläinen, K., Fritze, H., Jungner, H., Karhu, K., Oinonen, M., Sonninen, E., Spetz, P., Tuomi, M., Vanhala, P. & Liski, J. 2009. Molecular sieve sampling of CO2 from decomposition of soil organic matter for AMS radiocarbon measurements. Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section B: Beam Interactions with Materials and Atoms In Press, Corrected Proof.

[6] Heinonsalo J., Pumpanen J., Rasilo T. et al.. 2010. Ectomycorrhizal fungi affect carbon partitioning of cots pine seedlings. Submitted to Soil Biology and Biochemistry.

[7] Högberg P. and Read D.J. 2006. Towards a more plant physiological perspective on soil ecology. Trends in Ecology and Evolution 21 10:548-554.

[8] Högberg, M. N., Baath, E., Nordgren, A., Arnebrant, K. & Hogberg, P. 2003. Contrasting effects of nitrogen availability on plant carbon supply to mycorrhizal fungi

and saprotrophs - a hypothesis based on field observations in boreal forest. New Phytologist 160: 225-238.
[9] IPCC report, http://www.ipcc.ch/
[10] Kirschbaum M.U.F. 2000. Will changes in soil organic carbon act as a positive or negative feedback in global warming. Biogeochemistry 48: 2151.13
[11] Magnani, F., Menucuccini, M., Borghetti, M., Berbigier, P., Berninger, F., Delzon, S., Grelle, A., Hari, P., Jarvis., P.G., Kolari, P., Kowalski, A.S., Lankreijer, H., Law, B.E, Lindroth, A., Loustau, D., Manca, G., Moncrieff, J.B., Rayment, M., Tedeschi, V., Valentini, R. & Grace, J. 2007. The human footprint in the carbon cycle of temperate and boreal forests. Nature 447:848-850.
[12] Sah, S.P., Rita, H. & Ilvesniemi, H. 2006. 15N natural abundance of foliage and soil across boreal forests of Finland. Biochemistry 80:277-288.
[13] Pumpanen, J. S., Heinonsalo, J., Rasilo, T., Hurme, K. & Ilvesniemi, H. 2009. Carbon balance and allocation of assimilated CO2 in Scots pine, Norway spruce, and Silver birch seedlings determined with gas exchange measurements and C-14 pulse labelling. Trees-Structure and Function 23: 611-621.
[14] Radajewski S. 2000. Stableisotope probing as a tool in microbial ecology. Nature 403: 646649.
[15] Trumbore, S. 2009. Radiocarbon and Soil Carbon Dynamics. Annual Review of Earth and Planetary Sciences 37: 47-66.
[16] Huang, J-G., Bergeron, Y., Denneler, B., Berninger, F. & Tardif, J. 2007. Response of Forest Trees to Increased Athmospheric CO2. Critical Reviews in Plant Sciences 26:265-283.
[17] Compant, S., van der Heijden, M.G.A. & Sessitsch, A. 2010. Climate change effects on beneficial plant-microorganism interactions. FEMS Microbiol Ecol 73:197-214.
[18] Nieminen, J.K., & Setälä, H. 2001. Bacteria and microbial-feeders modify the performance of a decomposer fungus. Soil Biology & Biochemistry 33:1703:1712.
[19] Bezemer, T.M., Fountain, M.T., Barea, J.M., Christensen, S., Dekker, S.C., Duyts, H.,van Hal, R., Harvey. J.A., Hedlund, K., Maraun. M., Mikola, J., Mladenov, A.G., Robin, C., De Ruiter, P.C., Scheu, S., Setälä, H., Šmilauer, P. & Van Der Putter, W.H. 2010. Divergent composition but similar function of soil food webs of individual plants: plant species and community effects. Ecology 91:3027:3036.

Typen maanpäälliset ja maanalaiset varastot Suomen pohjoisissa ja eteläisissä havumetsiköissä

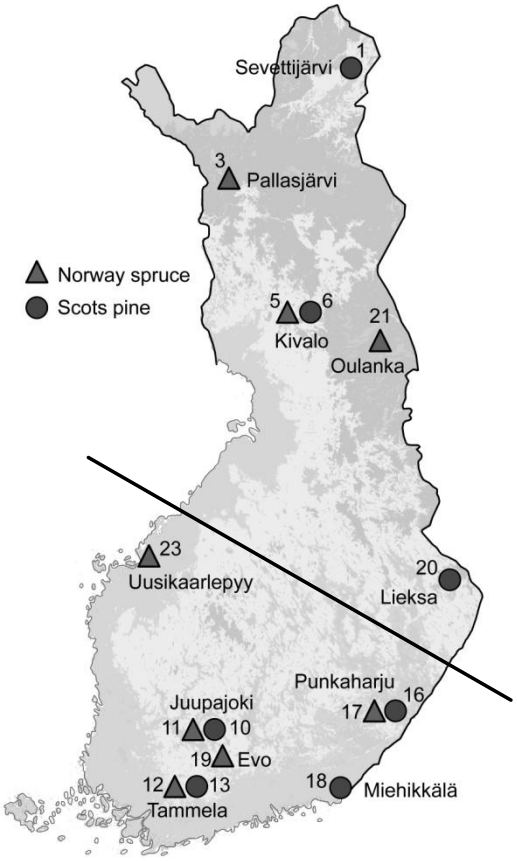
Above and belowground N stocks in coniferous boreal forests in Finland

Kaisa Mustajärvi [1], John Derome[†], Heljä-Sisko Helmisaari [3], Sari Hilli [2], Antti-Jussi Lindroos[3], Päivi Merilä [1], Tiina Nieminen[3], Pekka Nöjd [3], Maija Salemaa[3] and Liisa Ukonmaanaho[3]

[1] Metla, Länsi-Suomen yksikkö, Parkano Kaironiementie15, 39700 Parkano, kaisa.mustajarvi@metla.fi
[2] Metla, Pohjois-Suomen yksikkö, PL 16, 96301 Rovaniemi
[3] Metla, Etelä-Suomen yksikkö, Vantaa Research Unit, P.O. Box 18, 01301 Vantaa

Johdanto

Boreaalisissa metsissä on sitoutuneena suuria määriä hiiltä, jonka vapautumiseen ja sitoutumiseen ilmaston muutoksen aiheuttamat lämpötilan muutokset voivat vaikuttaa[1,2]. Typpi (N) on yleensä metsien kasvua rajoittava tekijä, joten hiilen sidonta on siksi tiukasti sidoksissa typen määrään ja kiertoon metsäekosysteemissä. Siksi ilmaston muutoksen vaikutuksia ennustettaessa esim. hiilen sitoutumiseen ja kiertoon, tarvitaan taustatietoa myös typen virroista ja varastoista ekosysteemissä.



Pitkäaikaisseuranta-aineistot, kuten UN-ECE ICP Forests Level II -verkostosta saadut aikasarja-aineistot, tarjoavat luotettavaa tietoa hyödynnettäväksi mm. laaja-alaisissa mallinnuksissa, joilla pyritään ennustamaan esimerkiksi ilmastonmuutoksen aiheuttamia muutoksia ekosysteemien ravinnebudjeteissa ja varastoissa. Typen taseita ja varastoja metsäekosysteemeissä on tutkittu paljon, mutta yhä kaivataan tarkempaa tietoa tietyistä ekosysteemin ositteista, kuten maanpäällisestä ja -alaisesta karikkeesta[3]. Kiinnostusta metsän ravinnetaseisiin ja ravinteiden jakautumiseen metsäekosysteemin ositteiden välillä on lisännyt myös keskustelu energiapuun korjuun vaikutuksista metsäekosysteemin toimintaan. Tässä tutkimuksessa verrataan typen jakautumista metsikön eri ositteisiin etelässä ja pohjoisessa sekä kuusikoissa ja männiköissä. Typen varastoja kuvataan seuraavissa puun ositteissa: neulaset, oksat, kuolleet oksat, runkopuu, kuori, paksujuuret ja hienojuuret sekä humuskerrokseen ja kivennäismaahan 0-40 cm kerrokseen sitoutuneen typen määrä. Lisäksi esitetään yhdeksältä koealalta aluskasvillisuuden ja karikekerroksen sisältämät typpimäärät.

Aineisto ja menetelmät

Tämän tutkimuksen aineisto on kerätty vuosina 1998-2006 15 koealalta, joista seitsemällä pääpuulajina on mänty (*Pinus sylvestris* (L.)) ja kahdeksalla kuusi (*Picea abies* (L.) Karst)(Kuva 1.). Koealat ovat osa suomalaista metsien terveydentilan

intensiiviseurantaverkkoa (ICP Forests Level II) ja sijaitsevat koealoja 19, 20 ja 21 lukuunottamatta tavanomaisissa talousmetsiköissä.

Tulokset ja tarkastelu

Typen kokonaismäärä metsäekosysteemissä oli keskimäärin n. 40 % suurempi kuusikoissa kuin männiköissä. Ero on huomattava, mutta kuusikot kasvavat yleisesti ravinteikkaammilla kasvupaikoilla kuin männiköt. Maaperän typpivarannot ovat suuret: kuusella n 65 % ja männyllä n. 75 % ekosysteemin kokonaistypestä on kivennäismaassa. Suurin osa maaperän humuksessa ja kivennäismaassa olevasta typestä on todennäköisesti kuitenkin sitoutuneena orgaaniseen ainekseen eikä ole suoraan kasvien käytettävissä. Myös humuskerrokseen on sitoutuneena suuri määrä typpeä (19%). Ero pohjoisen ja etelän metsiköiden typpivarannoissa oli selkeästi suurempi kuusikoissa (48 %) kuin männiköissä (30 %). Vaikka suurin osuus puuston biomassasta muodostuu runkopuusta (33–64 %), puuston sisältämästä typestä suurin osa on sitoutuneena oksiin (20-31 %) ja neulasiin (15–33 %). Hienojuuribiomassan osuus oli puustoon sitoutuneesta typestä melko vähäinen, (3–11 %). Kuitenkin Helmisaaren ym.[4], tekemien tutkimusten mukaan vuositasolla hienojuuribiomassan tuotanto vie suurimman osan kasvin kasvuun vaatimasta typestä (45 kg ha^{-1}, 45–63 %). Aluskasvillisuuden osuus kokonaistyppimäärästä (2 %) oli suurin pohjoisissa metsiköissä.

Niin sanottujen hakkuutähteiden (oksat, neulaset, kannot ja paksujuuret), joita energiapuun korjuun yhteydessä on kerätään metsistä, osuus typen määrästä on suurin pohjoisissa kuusimetsissä (68 %) ja pienin eteläisissä mäntymetsissä (53%). Näiden tulosten perusteella bioenergiapuun korjuulla on todennäköisesti merkittävimpiä vaikutuksia ravinnetaseisiin pohjoisissa metsiköissä, joiden sisältämät typpivarannot ovat etelää alhaisemmat ja joissa hakkuutähteiden sisältämä typpi muodostaa huomattavan suuren osuuden sekä puustoon (kuusi 68 %, mänty 58 %) että koko metsäsekosysteemiin (kuusi 8 %, mänty 9 %) varastoituneesta typestä.

Kiitokset

Intensiiviseurantaohjelma on saanut Metlan lisäksi rahoitusta EU:n Forest Focus ja Life+ FutMon -ohjelmista.

Kirjallisuus

[1] Kauppi, P.E., Tomppo, E. and Ferm, A. 1995. C and N storage in living trees within Finland since 1950s. *Plant and Soil* 169: 633-638.
[2] Liski, J. and Westman, C.J. 1997. Carbon storage in forest soil of Finland.1. Effect of thermoclimate. *Biogeochemistry* 36: 239-260.
[3] Nalder, I.A. and Wein, R.W. 2006. A model for the investigation of long-term carbon dynamics in boreal forests of western Canada - I. Model development and validation. *Ecological Modelling* 192: 37-66.
[4] Helmisaari, H.S., Makkonen, K., Kellomäki, S., Valtonen, E. & Malkonen, E. 2002. Below- and above-ground biomass, production and nitrogen use in Scots pine stands in eastern Finland. *Forest Ecology And Management* 165: 317-326.

Dityppioksidipäästöt peltomaista kivennäismailla

Emissions of nitrous oxide from agricultural mineral soils

Paula Perälä[1], Janne Kaseva[1] ja Kristiina Regina[1]

Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus, Kasvintuotannon tutkimus, E-talo, 31600 Jokioinen, paula.perala@mtt.fi

Tiivistelmä

Dityppioksidipäästöt (N_2O) peltomaista ovat yksi maatalouden merkittävimmistä kasvihuonekaasupäästöjen lähteistä. Pääasiallisin päästöjen aiheuttaja ovat maaperän nitrifikaatio- ja denitrifikaatioprosessit, joihin vaikuttavat mm. maalaji, pH, ammoniumin ja nitraatin määrä, happipitoisuus, orgaanisen aineksen määrä, sademäärä ja lämpötila, kasvilaji sekä maan muokkaus [1]. Päästöjen määrän arviointi on vaikeaa, koska ajallinen ja paikallinen vaihtelu on erittäin suurta. Vuotuisista päästöistä jopa yli puolet voi syntyä kasvukauden ulkopuolella [2].

Dityppioksidipäästöjä on mitattu 13 suomalaiselta kivennäismaalla sijaitsevalta pellolta vuosina 2000-2009 [3,4,5,6,7,8]. Mittauksia tehtiin suljetulla kammiomenetelmällä [2] yhden-kolmen vuoden jaksoina kultakin pellolta. Aineistossa oli mukana sekä kesä- että talvikauden mittauksia. Tutkimuksessa analysoitiin kyseinen mittausaineisto tavoitteena löytää tekijöitä, jotka eniten vaikuttivat vuotuisen N_2O-päästön määrään. Tarkasteltavia taustamuuttujia olivat viljelykasvi (nurmi/vilja), viljelysuunta (luomu/tavanomainen), lannoitteen määrä ja tyyppi (lanta/väkilannoite), maan hieta-, saves-, hiili- ja typpipitoisuus, muokkausmenetelmä (kyntö/suorakylvö), kesän sademäärä sekä talven lämpötila. Aineistojen analysointiin käytettiin SAS:n sekamalleja.

Alustavien tarkasteluiden perusteella vuosipäästöjä selittivät parhaiten viljelykasvi (nurmi/yksivuotiset), lannoitteen määrä, lannoitetyyppi (väkilannoite/lanta), kesän sademäärä ja viljelytapa (kyntö/suorakylvö).

Kirjallisuus

[1] Granli, T. and Bøckman, O.C. 1994. Nitrous oxide from agriculture. *Norwegian Journal of Agricultural Sciences.* Supplement No. 12.

[2] Syväsalo, E., Regina, K., Pihlatie, M. and Esala, M. 2004. Emissions of nitrous oxide from boreal agricultural clay and loamy sand soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 69: 155-165.

[3] Petersen S.O., Regina K., Pöllinger A., Rigler E., Valli L., Yamulki S., Esala M., Fabbri C., Syväsalo E. and Vinther F.P. 2006. Nitrous oxide emissions from organic and conventional crop rotations in five European countries. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 112:200-206.

[4] Regina K., Virkajärvi P., Saarijärvi K. & Maljanen M. 2006. Kasvihuonekaasupäästöt laitumilta ja suojakaistoilta. Julkaisussa: Laitumien ja suojavyöhykkeiden ravinnekierto ja ympäristökuormitus (Virkajärvi P. ja Uusi-Kämppä J., toim.), Maa- ja elintarviketalous 76, 208 s., www.mtt.fi/mrt/pdf/met76.pdf.

[5] Syväsalo E., Regina K., Turtola E., Lemola R. & Esala M. 2006. Fluxes of nitrous oxide and methane, and nitrogen leaching from organically and conventionally cultivated sandy soil in Western Finland. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 113: 342-348.

[6] Syväsalo E., Regina K, Pihlatie M. & Esala M. 2004. Emissions of nitrous oxide from agricultural clay and loamy sand soils in Finland. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 69: 155-165.
[7] Jatta Hirvensalo, Kristiina Regina. Fluxes of nitrous oxide and carbon dioxide in tilled and no-tilled boreal arable soils. Käsikirjoitus.
[8] Perälä P. Julkaisematon aineisto.

Maan labiilin fosforin pitoisuuden vaihtelu eri tavoin hoidetuissa suojakaistoissa

Seasonal changes in soil P in buffer zones under different management practices

Mari Räty[1], Helena Soinne[2,3], Markku Yli-Halla[1] ja Tommi Peltovuori[1]

[1] Elintarvike- ja ympäristötieteiden laitos, 00014 Helsingin yliopisto
[2] Helsinki University Centre for Environment (HENVI) / Elintarvike- ja ympäristötieteiden laitos, 00014 Helsingin yliopisto
[3] MTT Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus, 31600 Jokioinen

Johdanto

Labiilin fosforin (P) pitoisuus maassa vaihtelee eri aikoina mm. ilmasto- ja maaperätekijöistä johtuen [1]. Myös ihmisen toiminta vaikuttaa näihin muutoksiin. Suojakaistoja tulisi hoitaa siten, että maan helppoliukoisen P:n pitoisuus pysyisi mahdollisimman pienenä. Tässä tutkimuksessa selvitettiin labiilin P:n ajallista ja paikallista vaihtelua eri tavoin hoidetuissa suojakaistoissa.

Aineisto ja menetelmät

Jokioisiin 1980–1990 luvun vaihteessa perustetulta Lintupajun suojakaistakoekentältä (Vertic Stagnic Cambisol) otettiin maanäytteet (kuusi rinnakkaista) 0–2,5 cm:n ja 5–10 cm:n syvyydestä neljä kertaa vuosien 2005 ja 2006 aikana. Suojakaistakentän koejäsenet olivat 1) hoitamaton luonnonkasvikaista, jolta kasvustoa ei ole korjattu, 2) niitetty suojakaista, jolta kasvusto on korjattu pois kerran vuodessa sekä 3) laidunnettu suojakaista. Koealueen savespitoisuus oli > 50 %, pintamaan (0–5 cm) pH(H_2O) oli 5,3–5,6 ja kokonaishiilen pitoisuus 2,5–7,0 %.

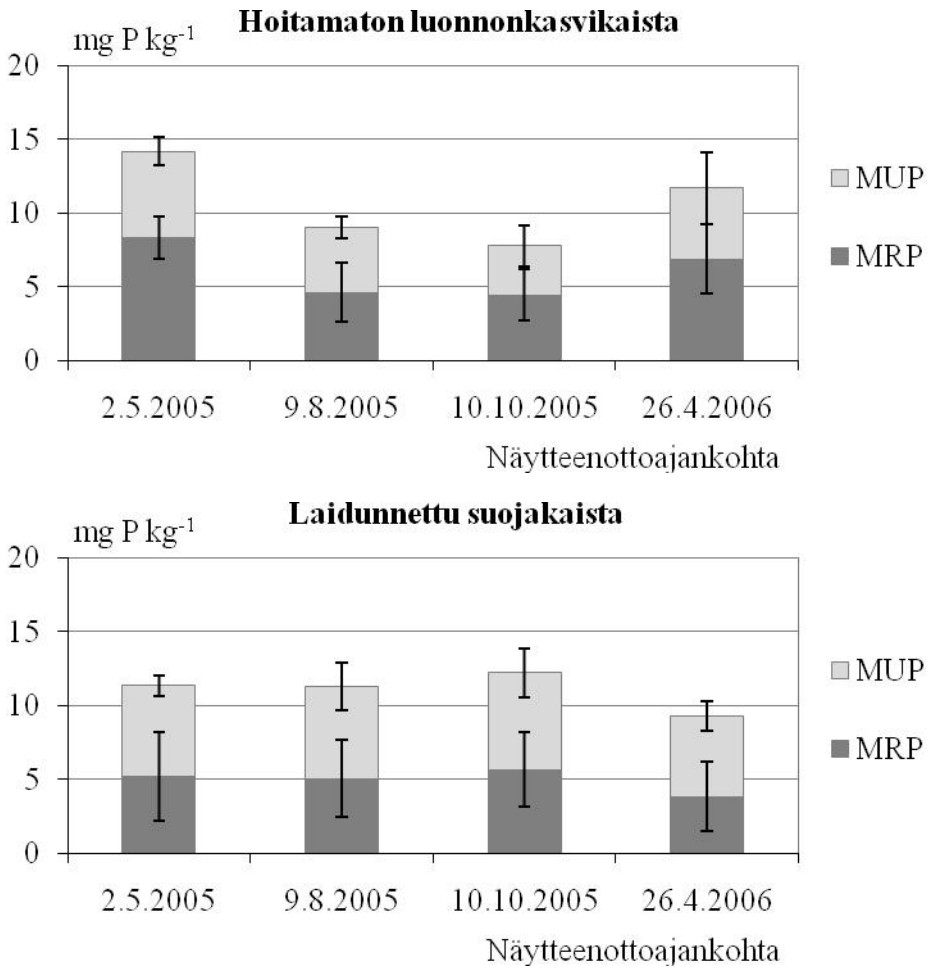
Labiilin P:n pitoisuuden muutoksia suojakaistan maissa tutkittiin uuttamalla ilmakuivaa seulottua maata $CaCl_2$-liuoksella (1 g maata; 50 ml 0,01 M $CaCl_2$; tunnin ravistelu; fuugaus 2611 rcf; suodatus Whatman S&S 589/3 Blue Ribbon). Suodoksista mitattiin 1) molybdaattireaktiivisen P:n pitoisuus (MRP) ja 2) kokonaisfosforipitoisuus (TP; 50 g $K_2S_2O_8$ / 1 l 0,4 M H_2SO_4; autoklavointi 30 min, 122 ^oC, 1 bar), ja näiden erotuksena laskettiin 3) ei-molybdaattireaktiivisen P:n (MUP) pitoisuus. Uutteiden P-pitoisuudet määritettiin askorbiinihappomenetelmällä [2]; mittaus tapahtui spektrofotometrillä 882 nm:n aallonpituudella. MRP kuvastaa lähinnä maan epäorgaanisen fosfaatin pitoisuutta ja MUP orgaanisen fosforin pitoisuutta.

Tulokset ja tarkastelu

Maan $CaCl_2$-uuttoisen P:n pitoisuudet olivat huomattavasti suurempia maan pintakerroksessa (0–2,5 cm) kuin 5–10 cm:n syvyydessä. Pintakerroksessa labiilista kokonaisfosforista (TP) oli MUP:a (labiili orgaaninen P) 31–60 % ja 5–10 cm:n maakerroksessa 52–86 %. MUP:n osuus TP:sta oli pienin hoitamattomalla luonnonkasvikaistalla.

Suojakaistan pinnalle jätetty kasvillisuus rikasti P:a pintamaahan: pintakerroksessa TP:n, MRP:n ja MUP:n pitoisuudet olivat hoitamattomalla luonnonkasvikaistalla suurimmillaan keväällä ja pienimmillään kesällä ja syksyllä (kuva 1), kun taas niitetyllä suojakaistalla pitoisuudet olivat suurimmillaan syksyllä. Laidunnetulla suojakaistalla pitoisuudet olivat lähes riippumattomia näytteenottoajankohdasta; ja TP:n pitoisuudet pysyttelivät samalla tasolla kuin hoitamattomissa luonnonkasvikaistoissa keväisin. Syvemmällä 5–10 cm:n

maakerroksessa $CaCl_2$-uuttoisen P:n pitoisuuden ajallinen vaihtelu oli huomattavasti vähäisempää kuin maan pintakerroksessa.



Kuva 1. Maan pintakerroksen (0–2,5 cm) $CaCl_2$-uuttoisen fosforin pitoisuudet eri näytteenottoajankohtina hoitamattomalla luonnonkasvikaistalla ja laidunnetulla suojakaistalla. Keskihajonta (±) on esitetty MRP:lle ja MUP:lle. (MRP = molybdaattireaktiivinen fosfori, MUP = ei-molybdaattireaktiivinen fosfori, MRP + MUP = TP; uutteen kokonaisfosfori.)

Rinnakkaisten välinen hajonta oli suurta. Tämä kertoo siitä, että ajallisen vaihtelun lisäksi suojakaistojen P-dynamiikkaan liittyy voimakasta spatiaalista vaihtelua. Suojakaistojen kaltaisten muokkaamattomien maiden, joissa on mm. P:n ja orgaanisen aineksen rikastumis- ja köyhtymisalueita, tutkimus onkin haasteellista. Näiden alustavien tulosten mukaan eri tavoin hoidetuissa suojakaistoissa maan helppoliukoisen P:n pitoisuuksien ajallinen ja spatiaalinen vaihtelu etenkin aivan maan pintakerroksessa on huomattavaa, mikä voi heijastua suojakaistojen ja -vyöhykkeiden toimintatehokkuuteen. Fosforin kierrosta erilaisissa suojakaistoissa ja muissa maankäyttömuodoissa tarvitaan tutkimusta, jossa tämän vaihtelun asettamat haasteet otetaan huomioon.

Kirjallisuus

[1] Styles, D. and Coxon, C. 2007. Meteorological and management influences on seasonal varitation in phosphorus fractions extracted from soils in western Ireland. *Geoderma* 142: 152–164.
[2] Murphy, J. and Riley, J.P. 1962. A modified single solution methos for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta* 27: 31–36.

Maaperän liikkuvat piivarat: mitä haluamme tietää niistä ja miksi?

The mobile Si in soil: who cares?

Petra Tallberg, Virpi Siipola ja Maria Lehtimäki

Elintarvike- ja ympäristötieteiden laitos, Maa- ja ympäristötiede, PL 27, 00014 Helsingin yliopisto

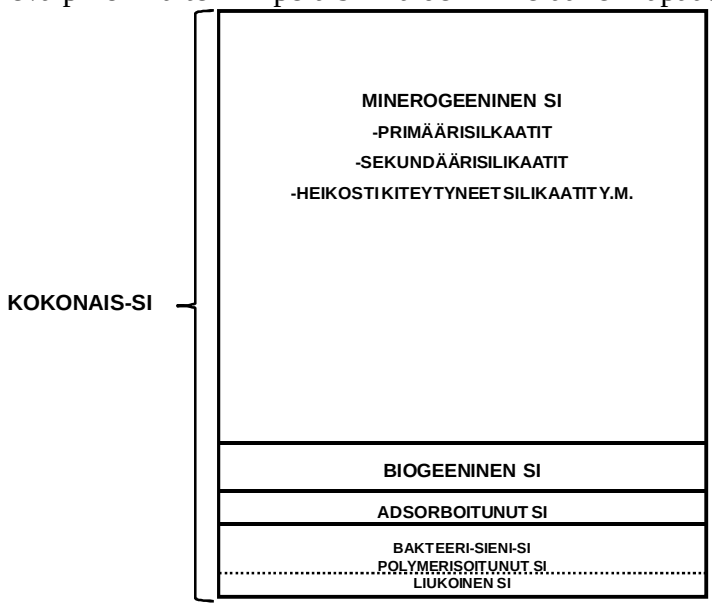
Piin merkitys

Pii (Si, eng. Silicon, saks. Kiesel, ruots. kisel) on ravinne, joka vaikuttaa erityisesti valtamerten ja järvien perustuottajayhteisöjen rakenteeseen. Koska suuri osa maailman perustuotannosta ja hiilen sidonnasta on valtamerien mikroskooppisten levien, kasviplanktonin ansiota, tällä asialla voi olla suurtakin merkitystä. Vaikka piin saatavuus ei yleensä rajoita perustuotannon tasoa, se vaikuttaa kasviplanktonyhteisön rakenteeseen – jos piitä on tarpeeksi sopivassa muodossa, se edistää piilevien kilpailukykyä ja voi mahdollisesti rajoittaa esimerkiksi sinilevien esiintymistä [1,2]. Piilevät ovat lisäksi useimmiten varsin suosittua ravintoa kasviplanktonlaiduntajille, ja muodostavat näin ollen hyvän perustan vesistöjen ravintoverkoille.

Piillä on kuitenkin merkitystä myös suurelle osalle terrestrisista kasveista. Vaikka piitä ei lasketa kasvien olennaisten ravinteiden joukkoon, sen riittävä saatavuus mm. parantaa fotosynteesiä, kestävyyttä tauteja ja eläintuholaisia kohti, lieventää metallien toksisuutta, ravinteiden epätasapainoa ja suolaisuuden haittoja, estää lakoontumista, sekä lisää lämpötilakestävyyttä, kuivuudensietoa ja säteilyn sietokykyä [3]. Lisäksi hiilidioksidia sitoutuu piimineraalien rapautuessa, mikä vaikuttaa mm. kasvihuoneilmiön etenemiseen [4].

Piin esiintyminen

Piitä on olemassa erittäin runsaasti: se on maakuoren toiseksi yleisin aine heti hapen jälkeen [5], mutta suurin osa tästä piistä on vahvasti sitoutuneena mineraaleihin, eikä se ole elollisen luonnon käytettävissä kuin geologisilla aikaskaaloilla [6]. Kaikki biologisesti käytettävissä oleva pii on kuitenkin peräisin näiden mineraalien rapautumisesta [7].



Kuva 1. Kaavamainen esitys maan ja sedimentin piivarojen jakaantumisesta eri fraktioihin. Biologinen käyttökelpoisuus kasvaa kaavion alareunaa kohti ja kaavion osien koot osoittavat fraktion summittaista osuutta kokonaispiin keskimääräisestä määrästä maassa tai sedimentissä.

Ennen kun rapautumisessa vapautunut pii on kasvien tai kasviplanktonin käytettävissä, se käy kuitenkin läpi monta prosessia ja saattaa muuttaa muotoaan lukuisia kertoja. Nämä prosessit ja niiden keskinäinen merkitys, sekä osittain myös missä muodossa potentiaalisesti biologisesti käyttökelpoinen pii esiintyy, ovat edelleen puutteellisesti tunnettuja, erityisesti maaperässä (Kuva 1). Tutkimme, miten kokonaispiin [7], biogeenisen piin [8,9] ja liukoisen piin [10] pitoisuudet vaihtelevat erityyppisissä maissa sekä kehitetään menetelmä adsorboituneen piin erottamiseen biogeenisestä piistä [11]. Tämän jälkeen voimme selvittää, miten pii siirtyy eri esiintymismuotojen välillä, ja mitkä ovat tärkeimmät tähän vaikuttavat tekijät.

Kirjallisuus

[1] Reynolds, C. 1980. The ecology of freshwater phytoplankton. Cambridge U. Press,Cambridge. 384 p.

[2] Brzezinski, M, Villareal, T, and Lipschultz, F. 1998. Silica production and the contribution of diatoms to new and primary production in the central North Pacific. *Mar. Ecol. Prog. Ser*. 167: 89–104.

[3] Ma, J.F. and Yamaji, N. 2006. Silicon uptake and accumulation in higher plants. *Trends Plant Sci.* 11: 392–397.

[4] Tréguer, P. and Pondaven, P. 2000. Silica control of carbon dioxide. *Nature* 406: 358–359.

[4] Willén, E. 1991. Planktonic diatoms - an ecological review. *Algological Studies* 62: 69-106.

[5] Tan, K.H. 1994. Environmental soil science. Marcel Dekker, Inc. New York.

[6] Lerman, A. 1988. Weathering rates and major transport processes: An introduction. In Lerman, A. & Meybeck, M. (eds): Physical and chemical weathering in geochemical cycles. Kluwer Academic Publishers. p. 1-10.

[7] Melaku, S., Wondimu, T., Dams, R. and Moens, L. 2005. Multi-element Analysis of Tinishu Akaki River Sediment, Ethiopia,by ICP-MS after Microwave Assisted Digestion. *Canadian Journal of Analytical Sciences and Spectroscopy* 50:31-40.

[8] DeMaster, D. 1981. The supply and accumulation of silica in the marine environment. *Geochim Cosmochim Acta* 45: 1715–1732.

[9] Ragueneau, O., Savoye, N., Del Amo, Y., Cotton, J., Tardiveau, B.. and Leynaert, A. 2005. A new method for the measurement of biogenic silica in suspended matter of coastal waters: using Si:Al ratios to correct for the mineral interference. *Cont. Shelf. Res.* 25: 697-710.

[10] Mullin, J., Riley, J., 1955. The colorimetric determination of silicate with special reference to sea and natural waters. *Anal. Chim. Acta* 12: 162-176.

[11] Sauer, D., Saccone, L., Conley, D., Herrmann, L. & Sommer, M. 2006. Review of methodologies for extracting plant-available and amorphous Si from soils and aquatic sediments. *Biogeochemistry* 80: 89-108.

DGT –menetelmän soveltaminen biosaatavan fosforin määritykseen avohakatuilla turvemailla

Application of DGT –method for determination of bioavailable phosphorus in peat soils after a forest clear-cut

Marita Turunen[1], Liisa Ukonmaanaho[1], Marjatta Kantola[1], Arja Tervahauta[1] ja Tiina M. Nieminen[1]

[1] Metsäntutkimuslaitos, Vantaan toimintayksikkö, PL 18 01301 VANTAA

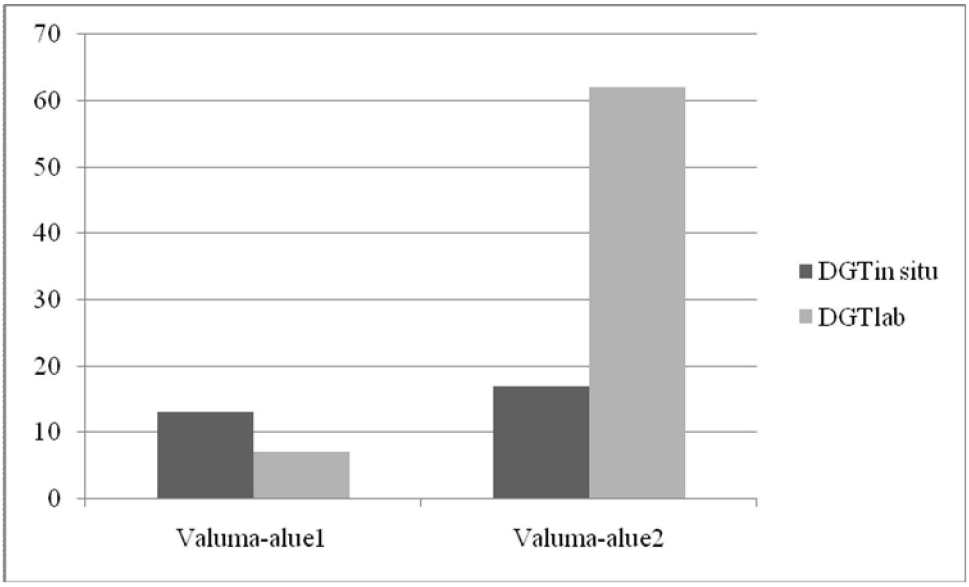
Fosfori on suometsissä kasvua rajoittava minimitekijä, ja toisaalta metsätaloustoimenpiteiden aiheuttama turvemaiden fosforihuuhtoutuman lisääntyminen vaikuttaa vesistöjen rehevöitymiseen. Lannoiteteollisuuden käyttämien rajallisten fosforivarantojen ehtyessä myös fosforilannoitteiden saataavuus heikkenee. Turvemaiden fosforin biosaatavuutta ja huuhtoutumisalttiutta säätelevien prosesssien tarkempi tunteminen onkin täten yksi suometsätalouden keskeisiä tulevaisuuden tavoitteita.

DGT (Diffusive Gradient in Thin Films) on Davisonin ja Zhangin (1) kehittämä menetelmä, joka jäljittelee kasvien ravinteiden ja raskasmetallien ottoa. Menetelmä perustuu kationimuodossa olevien metallien tai anionimuotoisen fosforin keräämiseen sidosaineena olevaan hartsiin, fosforin tapauksessa rautahydoksidiin (FeOX), diffuusiokerroksen (hydrogeeli) läpi. Hartsiin sitoutunut fosfori eluoidaan 0.2 M H_2SO_4 :lla ja analysoidaan spektrofotometrillä. Menetelmän etuina ovat pienten pitoisuuksien mittaaminen rautaoksidihartsin fosfaattia keräävän ominaisuuden ansiosta sekä mahdollisuus *in situ* –kokeisiin.

DGT –menetelmää testattiin sekä laboratoriossa että *in situ* –kokeena Sotkamon mustaliuske-esiintymien alueella. Alueella on suoritettu avohakkuiden lisäksi kantojen nosto ja hakkuutähteiden poisto vuonna 2009. Kantokuopista syyskuussa 2010 on määritetty kokonaisfosfori (kolorimetrinen molybdaattimenetelmä) sekä DGT:hen sitoutunut fosfori. Valuma-alueella 1 kokonaisfosforin keskiarvo oli 25 µg l^{-1}, kun taas valuma-alueen 2 kokonaisfosforipitoisuus oli 76 µg l^{-1}.

Vaikka valuma-alue 2:n näytteiden kokonaisfosforipitoisuus oli selvästi suurempi kuin valuma-alueella 1, niin maastossa (*in situ*) DGT-menetelmällä mitatuissa pitoisuuksissa ei ollut suurta eroa (kuva 1). Vesinäytteistä laboratoriossa DGT.llä mitatut P-pitoisuudet poikkesivat selvästi maastossa mitatuista.

DGT:n avulla saatiin mittaustulos myös niille näytteille, joilla liukoisen fosfaatin pitoisuus jäi alle spektrofotometrin määritysrajan (4.5 µg l^{-1}). Maastomittauksia tullaan jatkamaan, lisäksi suunnitteilla on testata kokeellisesti purkuvesien fosforin kertymistä kasveihin.



Kuva 1. Maastossa ($DGT_{in\ situ}$) ja laboratoriossa (DGT_{lab}) mitatut labiilin fosforin pitoisuudet, µg l^{-1} kahdella mustaliuske-alueella (valuma-alue 1 ja valuma-alue 2).

Kirjallisuus

[1] Davison, W. ja Zhang, H. 1994. *In situ* speciation measurements of trace components in natural waters using thin-film gels. Nature 367: 546-548.

Koko- vai runkopuukorjuu - vaikutukset raskasmetallien ja ravinteiden huuhtoutumiin ojitetuilla turvemailla

Stem only vs. whole-tree harvesting - the effects of harvesting in forested peatlands on the leaching of nutrients and heavy metals

Liisa Ukonmaanaho[1], Mike Starr[2], Marjatta Kantola[1], Ari Lauren[3], Mika Nieminen[1], Juha Piispanen[4], Markku Mäkilä[5], Kirsti Loukola- Ruskeeniemi[5], Tiina M. Nieminen[1]

[1]Metsäntutkimuslaitos, PL 18,01301 Vantaa
[2]Helsingin yliopisto, Metsätieteiden laitos, PL 27, 0014 Helsingin Yliopisto
[3]Metsäntutkimuslaitos, PL 68, 80101 Joensuu
[4]Metsäntutkimuslaitos, Kirkkosaarentie 7, 91500 Muhos
[5]Geologian tutkimuskeskus, PL 96, 02151 Espoo

Suomessa on noin 4,95 milj ha puuntuotantoa varten vuosina 1950-1980 ojitettuja turvemaita, jotka ovat tulossa ensimmäiseen päätehakkuuvaiheeseensa seuraavien 30 vuoden kuluessa. Nykyisen energiapolitiikan mukaisesti hakkuut tulisi toteuttaa korjaamalla runkopuun lisäksi hakkuutähteet ja kannot eli ns. energiapuu, jonka vuotuista käyttöä pyritään lisäämään 7,5 milj m^{-3} vuoteen 2015 mennessä. Hakkuutähteiden talteenoton ja kantojen noston ekologisia vaikutuksia on tutkittu lähes yksinomaan kivennäismailla, turvemailta tutkittua tietoa on hyvin vähän. Hakkuutähteen talteenotto pienentää olennaisesti hakkuualueelle jäävän hajoavan karikkeen määrää ja hajoamisessa vapautuvia ravinteita, siten myös huuhtoutuvien ravinteiden määrä voi vähentyä. Toisaalta kaikki metsätalouden toimenpiteet rikkovat maanpinnan aiheuttaen orgaanisen aineen, ravinteiden ja maahan jo sitoutuneiden metallien huuhtoutumista lisäten vesistöjen kuormitusta. Lisäksi pohjavedenpinnan nousu vaikuttaa hakkuualueelta purkautuvan veden laatuun, oletettavasti enemmän alueilla joiden kallioperässä on esimerkiksi mustaliusketta, joka sisältää runsaasti helposti rapautuvassa muodossa olevia metalleja, kuin vain kvartsiittia kallioperässä olevilla alueilla. Kantojen nostot voivat aiheuttaa pienten altaiden muodostumista metsämaahan ja maaperän vettymistä, mikä puolestaan luo otolliset olosuhteet elohopean metyloitumiselle ja muiden raskasmetallien liukenemiselle lisäten ekotoksikologista riskiä. Tutkimuksen tavoitteena on verrata runkopuun- ja kokopuukorjuun vaikutuksia pääravinteiden ja raskasmetallien (erityisesti Hg, Ni,Cu) huuhtoutumiseen.

Kokeet perustettiin vuonna 2007 Sotkamoon: 8 valuma-aluetta vaihdellen kooltaan 0,5-3 ha. Puolet aloista sijaitsee mustaliuskeen päällä, josta luontaisesti rapautuu raskasmetalleja kiertoon ja puolet kvartsiittipohjalla, jossa raskasmetallit ovat pääosin laskeumaperäisiä. Valuma-alueille rakennettiin myös padot. Vuosi 2008 oli kalibrointivuosi, jolloin purovesistä otettiin n. 2-3 viikon välein (huhti-marraskuussa) vesinäytteet ja valunta mitattiin, lisäksi otettiin turve-, neulas-, kanto- ja kaatokoepuunäytteitä aloilta. Purovesistä on tehty kemialliset analyysit. Maaliskuussa 2009 tehtiin hakkuut kuudella alalla (4 kokopuu- ja 2 ainespuukorjuuta) ja lokakuussa nostettiin kannot neljältä kokopuukorjuualalta. Valunta mallitettiin FEMMA-mallin [1] avulla.

Alustavat tulokset purovesistä ennen ja jälkeen hakkuiden sekä kannonnoston jälkeen osoittivat (taulukko 1):

- Mallitettu valunta pienempi hakkuiden jälkeen kuin ennen hakkuita (sademäärällä suuri vaikutus), ei selkeätä eroa valunnassa kokopuukorjuu- ja ainespuukorjuu alojen välillä
- kiintoaineen määrä lisääntyi toimenpiteiden jälkeen
- Sekä kokopuukorjuu ja ainespuukorjuu lisäsivät aineiden huuhtoutumista valuma-aloilta, esim. kokonaisfosforin (P-tot) pitoisuus lisääntyi purkuvesissä korjuiden jälkeen

- Erityisesti kokonaistyppi (TOT-N), NH4-N ja DONin (liuennut orgaaninen typpi) pitoisuudet lisääntyivät kannon noston jälkeen
- Raskasmetallipitoisuudet lisääntyivät hakkuiden jälkeen, mustaliuskealoilla raskasmetallipitoisuudet olivat kohonneita verrattuna kvartsiittialoihin
- Hg ja MeHg pitoisuudet lisääntyivät hakkuiden jälkeen, mutta myös kontrollialoilla, ajoittain korkeita pitoisuuksia

Taulukko 1. Purkuojan pitoisuudet ennen ja jälkeen toimenpiteiden.

		Kontrollialat		Kokopuukorjuu+kannot				Ainespuukorjuu	
	Toimenpide*	KV13	ML09	KV14	KV22	ML07	ML10	M10	S24A
pH	1	5,75	5,59	5,30	5,59	5,38	5,63	4,18	4,83
	2	6,08	5,70	5,63	5,67	5,69	5,77	4,11	4,90
	3	5,64	5,60	5,32	5,46	5,59	5,94	4,15	4,59
Kiinto-aine	1	0,85	3,13	1,24	3,37	4,71	18,93	3,27	1,24
mg/L	2	0,80	1,57	4,81	7,28	10,19	47,49	7,28	3,06
	3	0,85	2,45	43,65	3,20	9,15	18,22	6,23	3,27
K	1	0,52	0,62	0,36	0,30	1,28	0,70	0,27	0,23
mg/L	2	0,55	0,55	0,46	0,84	1,77	1,19	0,28	0,25
	3	0,68	0,92	1,06	1,50	2,17	1,51	0,46	0,61
-N-Tot	1	0,39	0,36	0,76	0,56	0,76	0,83	0,75	0,47
mg/L	2	0,35	0,39	1,02	1,00	1,13	1,56	1,19	0,71
	3	0,43	0,31	1,05	1,86	1,54	1,98	0,83	0,78
NH4-N	1	0,018	0,020	0,030	0,030	0,209	0,173	0,021	0,020
mg/L	2	0,017	0,015	0,019	0,100	0,262	0,340	0,027	0,025
	3	0,029	0,024	0,170	0,888	0,888	1,235	0,015	0,127
DON	1	0,39	0,38	0,77	0,58	0,86	1,00	0,76	0,49
mg/L	2	0,37	0,40	1,04	1,10	1,39	1,90	1,22	0,73
	3	0,45	0,32	1,20	2,71	2,38	3,20	0,83	0,90
P-Tot	1	0,009	0,009	0,015	0,021	0,011	0,081	0,020	0,011
mg/L	2	0,011	0,008	0,026	0,046	0,020	0,312	0,041	0,021
	3	0,012	0,008	0,026	0,043	0,021	0,073	0,022	0,017
PO4-P	1	0,002	0,003	0,004	0,006	0,003	0,056	0,004	0,003
mg/L	2	0,002	0,002	0,004	0,014	0,003	0,201	0,006	0,003
	3	0,002	0,003	0,004	0,014	0,004	0,034	0,003	0,002
Ni	1	0,99	1,78	1,16	2,22	75,46	1,66	3,08	1,23
µg/L	2	0,63	1,55	0,92	2,87	44,39	1,66	3,51	1,14
	3	0,85	1,21	0,93	2,91	46,88	1,65	2,87	1,25

*1= kalibrointi vuosi 2008, 2= maaliskuu 2009- lokakuu 2010, 3= loka-marraskuu 2009 ja huhti-kesäkuu 2010

Kirjallisuus:

[1] Laurén, A., Finér, L., Koivusalo, H. & Kokkonen, T. 2004. Use of mathematical model (FEMMA) in estimating treatment-induced nitrogen fluxes in forested headwater catchment. In: Seppälä, J. & Idman, H. (eds.). Maaperänsuojelu. Geologian tutkimuskeskuksen ja Suomen ympäristökeskuksen tutkimusseminaari 5.11.2004. *Suomen ympäristö* 726: 86-91

Distribution of ^{210}Pb and ^{210}Po concentrations in boreal forest soil

Radioaktiivisen lyijyn ja poloniumin pitoisuuksien jakauma metsämaassa

Kaisa Vaaramaa[1], Lasse Aro[2] , Dina Solatie[3] and Jukka Lehto[4]

[1] STUK-Radiation and Nuclear Safety Authority, P.O. Box 14, FI-00881 Helsinki
[2] Finnish Forest Research Institute (METLA), Kaironiementie 15, 39700 Parkano
[3] STUK-Radiation and Nuclear Safety Authority, Regional Laboratory in Northern Finland, Lähteentie 2, 96400 Rovaniemi
[4] Laboratory of Radiochemistry, Department of Chemistry, P.O. Box 55, FIN-00014 University of Helsinki

Vertical distribution and activity concentrations of ^{210}Pb and ^{210}Po were investigated in forest soils of Scots pine dominated (*Pinus sylvestris* L.) stands from seven different locations in Finland (Figure 1). The mean total inventory in the soil profile, up to 20 cm, of ^{210}Pb was 4.0 kBq m^{-2} (range 3.1–5.0 kBq m^{-2}) and ^{210}Po 5.5 kBq m^{-2} (range 4.0–7.4 kBq m^{-2}), the organic soil layer containing 45% of the total inventory of both nuclides. In both the organic and the mineral layers the ^{210}Po/^{210}Pb ratio was close to unity indicating a radioactive equilibrium between them. In the litter layer there was, however, a clear excess of ^{210}Po suggesting that polonium is recycled via root uptake from the root zone to the ground surface. The activity concentration (Bq kg^{-1}) of ^{210}Pb clearly correlated with organic matter and the Fe, Al and Mn concentrations in soil indicating that radioactive lead is associated both with humic substances and the oxides of iron, aluminium and manganese. Radioactive lead was also seen to follow the behavior of stable lead. No systematic correlation between polonium and soil properties was seen.

Figure 1. Location of study sites.

Kirjallisuus

Vaaramaa, K., Aro, L., Solatie, D. & Lehto, J. 2010. Distribution of ^{210}Po and ^{210}Pb in boreal forest soil. Science of the Total Environment 408(24): 6165-6171

Flogopiittipitoisen rikastushiekan vaikutus vesiliukoisen lyijyn (Pb) spesiaatioon kontaminoituneella ampumaratamaalla

The impact of phlogopite-rich mine tailings on the speciation of water-soluble Pb in contaminated shooting range soil

Salla Venäläinen[1]

[1] Elintarvike- ja ympäristötieteiden laitos, PL 27, 00014 Helsingin yliopisto, salla.venalainen@helsinki.fi

Johdanto

Lyijy (Pb) on eliöille myrkyllinen raskasmetalli, jota käytetään erinomaisten ballististen ominaisuuksiensa vuoksi haulien pääraaka-aineena. Hauleista voi vapautua Pb:ä erilaisten rapautumisprosessien kautta maaveteen ja sitä kautta päätyä ravintoketjuun, jossa se aiheuttaa vahinkoa ekosysteemin toiminnalle. Lyijyllä on voimakas taipumus muodostaa humus- ja fulvohappojen (HA ja FA) kanssa orgaanisia metallikomplekseja ja kelaatteja, joiden toksisuus on vapaata Pb^{2+}:a ja $PbOH^{+}$:a pienempi. Korkea pH edistää orgaanisten Pb-kompleksien muodostusta ja stabiilisuutta, mutta toisaalta myös lisää HA:n liukoisuutta ja näin ollen orgaanisten Pb-kompleksien liikkuvuutta. Happamuus puolestaan edesauttaa Pb:n liukenemista hauleista ja purkaa orgaanisia Pb-komplekseja. Mineraalimaassa Pb voi pidättyä spesifisesti Al- ja Fe-oksideihin ja -hydroksideihin sekä amorfiseen piidioksidiin [1, 2]. Se voi myös muodostaa erilaisia niukkaliukoisia yhdisteitä kuten pyromorfiittia [$Pb_{10}(PO_4)6(OH, F, Cl)_2$] ja serussiittia ($PbCO_3$) apatiitin sekä kalsiitin kanssa [3, 4].

Apatiittimalmin rikastuksen yhteydessä Siilinjärven avolouhoksella muodostuu sivutuotteena rikastushiekkaa, joka koostuu pääasiassa flogopiitista (75 %), ja karbonaattimineraaleista (16 %). Tämän lisäksi materiaali sisältää jonkin verran rikastusprosessin apatiittijäämiä. Monipuolisen mineraalikoostumuksensa ansiosta materiaali saattaa soveltua Pb:llä ja muilla raskasmetalleilla kontaminoituneiden alueiden *in situ* -kunnostamiseen. Tässä tutkimuksessa selvitettiin inkubointikokeen avulla Siilinjärven rikastushiekan vaikutusta Pb:n vesiliukoisuuteen ja spesiaatioon kontaminoituneella ampumaratamaalla. Materiaalin käyttöönotto tähtää paitsi maaperän, pohjaveden ja vesistöjen suojeluun myös läjitettävän kaivosjätteen määrän vähentämiseen.

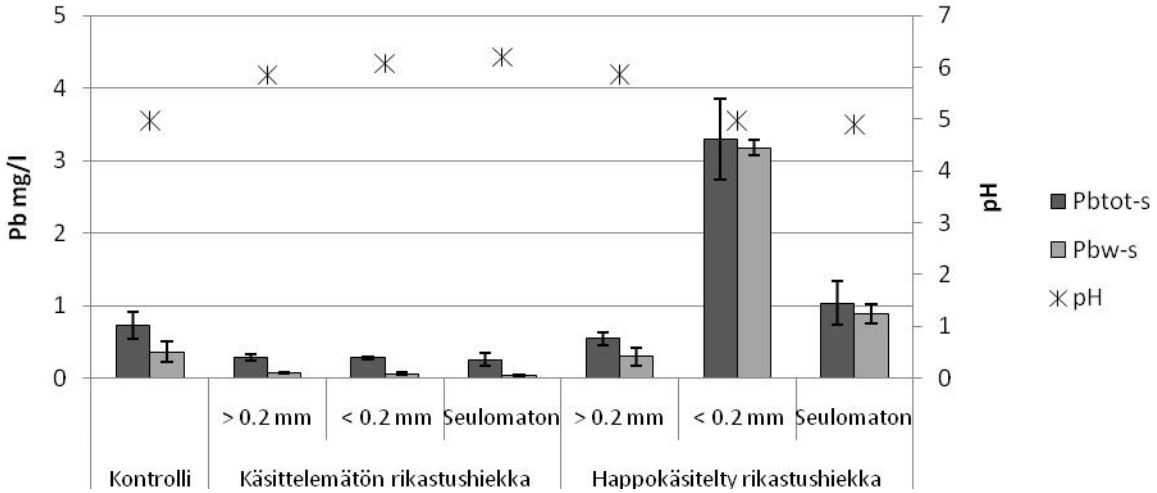
Materiaalit ja menetelmät

Pb:n vesiliukoisuutta ja spesiaatiota tutkittiin astiakokeessa, jossa Hollolassa sijaitsevalta Hälvälän ampumaradalta peräisin olevaa orgaanista pintamaata inkuboitiin rikastushiekan kanssa ja ilman. Koska materiaalin mineraalikoostumus vaihtelee eri partikkelikoko-fraktioiden välillä [5], rikastushiekka jaettiin kahteen kokofraktioon (Ø > 0,2 mm ja Ø < 0,2 mm) ja molempia kokofraktioita sekä seulomatonta materiaalia tarkasteltiin erikseen. Lisäksi osa tutkittavasta rikastushiekasta oli käsitelty väkevällä rikkihapolla, jonka tiedetään lisäävän rikastushiekan reaktiivista Al- ja Fe-oksidipintaa [5]. Inkuboinnin päätyttyä maita uutettiin mQ-H_2O:lla (1:200). Osa suspensiosta suodatettiin karkean (12 – 25 µm) suodatinpaperin läpi ja suodos hajotettiin mikroaaltouunissa vesiuuttoisen kokonais-Pb:n (Pb_{tot-s}) selvittämiseksi. Loput suspensiosta ajettiin membraanisuodattimen (0,2 µm) läpi varsinaisen vesiliukoisen Pb:n (Pb_{w-s}) erottelemiseksi Pb_{tot-s}:stä, joka voi sisältää myös suurimolekyylisiä humuskomplekseja sekä partikkelimaista orgaanista ainesta. Lisäksi membraanisuodoksen Pb:stä eroteltiin toksisimmat, epäorgaanisen kationisen (Pb^{2+} ja $PbOH^{+}$) sekä orgaanisen kationisen Pb:n esiintymismuodot kationinvaihdon ja liukoisen orgaanisen hiilen (DOC) määrityksen avulla ja liuoksen pH mitattiin. Pb_{w-s}:n ja kationisten Pb-spesiesten erotuksena saatiin vähiten toksisen, ei-kationisen Pb:n osuus vesiliukoisesta Pb:stä.

Tulokset ja tulosten tarkastelu

Kuvassa 1 on esitetty Pb_{tot-s}, Pb_{w-s} ja membraanisuodosten pH. Tulokset osoittivat käsittelemättömän rikastushiekan kaikkien kokofraktioiden sekä happokäsitellyn rikastushiekan karkean fraktion nostavan maan pH:ta. Käsittelemätön rikastushiekka vähensi vesiuuttoista Pb:ä kokofraktiosta riippumatta kun taas happokäsitellyn rikastushiekan pienet partikkelit sekä seulomaton materiaali lisäsivät sitä huomattavasti. Hapotetulla rikastushiekalla käsitellyissä maissa Pb_{w-s} oli likimain sama kuin Pb_{tot-s} eli Pb:ä ei ollut pidättyneenä suurimolekyylisiin humusaineisiin tai partikkelimaiseen orgaaniseen ainekseen. Tämä johtui luultavasti alhaisesta pH:sta, joka aiheutti orgaanisten Pb-kompleksien purkautumisen.

Kationinvaihto vähensi vesiliukoisen Pb:n määrää kaikissa suodoksissa huomattavasti eli suurin osa Pb_{w-s}:stä oli kationisessa muodossa. Vähiten toksisen, ei-kationisen Pb:n osuus Pb_{tot-s}:sta oli käsittelemättömällä rikastushiekalla inkuboiduissa maissa huomattavasti suurempi (9 – 12 %) kuin hapotetulla rikastushiekalla käsitellyissä maissa (1 – 4 %). Kontrollimaassa osuus oli 5 %. Tästä voidaan päätellä käsittelemättömän rikastushiekan lisäävän vähemmän toksisen, ei-kationisen Pb:n suhteellista osuutta maavedessä toksisemman, kationisen Pb:n kustannuksella. Ilmiö selittyy käsittelemättömän rikastushiekan kalkitusvaikutuksella, joka lisäsi orgaanisten Pb-kompleksien stabiilisuutta. Kationivaihto ei merkittävästi vähentänyt DOC:ia, mikä viittaa siihen, että käytännössä kaikki kationivaihtimeen jäänyt Pb oli epäorgaanista.



Kuva 1. Vesiuuttoinen kokonais-Pb (Pb_{tot-s}), vesiliukoinen Pb (Pb_{w-s}) ja membraanisuodoksista määritetty pH

Kirjallisuus

[1] Aualiita, T.U. and Pickering, W.F. 1987. The specific sorption of trace amounts od Cu, Pb and Cd by inorganic aprticulates. *Water Air and Soil Pollution* 35: 171–185.

[2] Elzinga, E.J. and Sparks, D.L. 2002. X-ray absorption spectroscopy study of the effects of pH and ionic strength on Pb(II) sorption to amorphous silica. *Environmental Science and Technology* 36: 4352–4357.

[3] Cao, X., Ma, L.Q., Rhue, D.R. and Appel, C.S. 2004. Mechanisms of lead, copper, and zinc retention by phosphate rock. *Environmental Pollution* 131: 435–444.

[4] Al-Degs, Y.S., El-Barghouthi, M.I., Issa, A.A., Khraisheh, M.A. and Walker, G.M. 2006. Sorption of Zn(II), Pb(II), and Co(II) using natural sorbents: Equilibrium and kinetic studies. *Water Research* 40: 2645–2658.

[5] Hartikainen, S.H. and Hartikainen, H.H. 2008. Phosphorus retention by phlogopite-rich mine tailings. *Applied Geochemistry* 23: 2716–2723.

Typensidonta primäärisukkessiojatkumon soiden rahkasammalissa

Nitrogen fixation during mire primary succession in Sphagnum mosses

Maija Aarva[1], Tuula Larmola[2], Sanna Leppänen[1], Marja Tiirola[1], Hannu Fritze[3], Päivi Merilä[4] ja Eeva-Stiina Tuittila[2]

[1] Bio- ja ympäristötieteen laitos, Jyväskylän yliopisto, maija.aarva@jyu.fi
[2] Metsätieteiden laitos, Helsingin yliopisto
[3] Metsäntutkimuslaitos, Etelä-Suomen alueyksikkö
[4] Metsäntutkimuslaitos, Länsi-Suomen alueyksikkö

Johdanto ja työn tavoitteet

Pohjanlahden maankohoamisrannikolla paljastuneen alueen tasaisuus, loiva kaltevuus ja painanteet yhdessä kokonaishaihdunnan ylittävän sadannan kanssa luovat suokasvillisuuden ja suon kehittymiselle otolliset olosuhteet [1]. Siikajoen alueella Pohjois-Pohjanmaalla 3000 vuoden aikana kehittynyt boreaalisten suoekosysteemien aikasarja antaa harvinaisen tilaisuuden tutkia typen (N) kierron muutosta sukkession edetessä, mihin ihmisen maankäyttö ei ole vaikuttanut.

Tässä työssä tutkimme pohjoisten soiden valtalajien, rahkasammalten (*Sphagnum*) merkitystä biologisessa ilmakehän typen (N_2) sidonnassa. Typpi on soilla yksi kasvien kasvua eniten rajoittavista tekijöistä [1]. Rahkasammalten elinympäristössä kasvuun tarvittavaa typpeä kertyy turpeeseen suon sukkession aikana. Turvekerroksen kasvaessa suon pinta kuitenkin nousee, eivätkä kasvit saa enää ravinteita mineraalimaasta. Ombrotrofinen suo saa lähes kaikki ravinteensa sadeveden mukana [1,2]. Biologisella typensidonnalla saattaa olla suokasvillisuuden typen lähteenä suuri merkitys. Typensidontaan rahkasammalissa osallistuvat mahdollisesti autotrofiset bakteerit kuten sinibakteerit ja kasviaineksen hajoamisessa syntynyttä metaania hapettavat bakteerit, metanotrofit [1]. Metaanin hapetuksessa syntyvä hiilidioksidi toimii myös rahkasammalten hiilen lähteenä [3]. Typensidontaan osallistuvista mikrobeista ja siihen vaikuttavista ympäristötekijöistä on kuitenkin vasta vähän tutkimustietoa [4,5,6]. Myös tiedot rahkasammalten pinnalla ja rahkasolukoissa elävistä typensidontaan osallistuvista bakteereista ovat puutteellisia [7,8].

Tutkimuksemme tavoitteena oli selvittää typen leimaamiseen perustuvan menetelmän avulla 1) onko typen sidonnassa eroja eri sukkessiovaiheessa olevien soiden rahkasammalten välillä ja mistä erot johtuvat, 2) millainen on typensidontaan osallistuva mikrobiyhteisö eri vaiheissa sekä 3) onko typensidonnalla ja metaaninhapetuksella yhteisvaihtelua. Lisäksi pyrimme selvittämään, mitkä ovat typensidontaan ja metaaninhapetukseen keskeisesti vaikuttavat ympäristötekijät.

Aineisto ja menetelmät

Tutkimusalueemme koostui neljään eri sukkessiovaiheeseen kuuluvista soista. Kutakin sukkessiovaihetta edusti kolme suota. Keräsimme kultakin suolta sekä rimmen että mättään valtarahkasammallajit, joita inkuboitiin *in situ* kaksi vuorokautta eri koekäsittelyissä ($^{15}N_2$ -typpileima, $^{15}N_2$-$^{13}CH_4$ metaani -kaksoisleima ja leimaamaton kontrolli sekä valo- että pimeäkäsittelyssä). Massaisotooppilaitteen avulla saimme selville näytteiden typen ja hiilen isotooppien keskinäiset suhteet. Aineiston analyysi valmistuu syksyn 2010 aikana.

Kirjallisuus

[1] Rydin H. and Jeglum J. K. 2006. *The biology of peatlands.* Oxford University Press, 343s.
[2] Laine J. and Vasander H. 1996. Ecology and vegetation gradients of peatlands. Teoksessa: Vasander H. (toim.), *Peatlands in Finland*. s 10-19, Finnish Peatland Society, Gummerus.
[3] Larmola T, Tuittila E-S, Tiirola M, Nykänen H, Martikainen PJ, Yrjälä K, Tuomivirta T and Fritze H. 2010 The role of Sphagnum mosses in the methane cycling of a boreal mire. *Ecology* 91: 2356-2365.
[4] Zackrisson O., Deluca T. H., Nilsson M. C., Sellstedt A. and Berglund L. M. 2004. Nitrogen fixation increases with successional age in boreal forests. *Ecology* 85(12): 3327-3334
[5] Markham J. H. 2009.Variation in moss-associated nitrogen fixation in boreal forest stands. *Oecologia* 161: 353-359
[6] Waughman G. J. and Bellamy D. J. 1980. Nitrogen fixation and the nitrogen balance in peatland ecosystems. *Ecology* 61(5): 1185-1198
[7] Opelt K, Chobot V., Hadacek F., Schönmann S., Eberl L. and Berg G. 2007. Investigations of the structure and function of bacterial communities associated with Sphagnum mosses. *Environmental Microbiology* 9(11): 2795-2809
[8] Krumholtz L. R., Hollenback J. L., Roskes S. J. and Ringelberg D. B. 1995. Methanogenesis and methanotrophy within a *Sphagnum* peatland. *FEMS Microbiology Ecology* 18: 215-224

Kuparin ja sinkin vaikutus saprotrofisiin sieniin

Impacts of Cu and Zn to the saprotrophic fungi

E. Samuel Hartikainen[1], Pauliina Lankinen[1], Johanna Rajasärkkä[1], Hilkka Koponen[2], Marko Virta[1], Annele Hatakka[1], Mika A. Kähkönen[1]

[1]Elintarvike- ja ympäristötieteiden laitos, Mikrobiologia, PL 56, Biokeskus, 00014 Helsingin yliopisto
[2]Maataloustieteiden laitos, PL 27, 00014 Helsingin yliopisto

Johdanto

Kupari ja sinkki voivat olla suurina pitoisuuksina toksisia mikrobeille ja ihmisille. Suuria kupari ja sinkkipitoisuuksia on löydetty maasta kaivosten ja teollisuuslaitosten läheisyydestä. Tässä työssä tutkittiin kuparin ja sinkin vaikutusta kahdeksantoista taksonomisesti erilaisen karikkeenlahottajasienen kasvuun ja solunulkoisten entsyymien tuottoon. Nämä sienet tuottavat epäspesifisiä solunulkoisia hapettavia entsyymejä, joiden avulla ne hajottavat detritusta[1].

Aineisto ja menetelmät

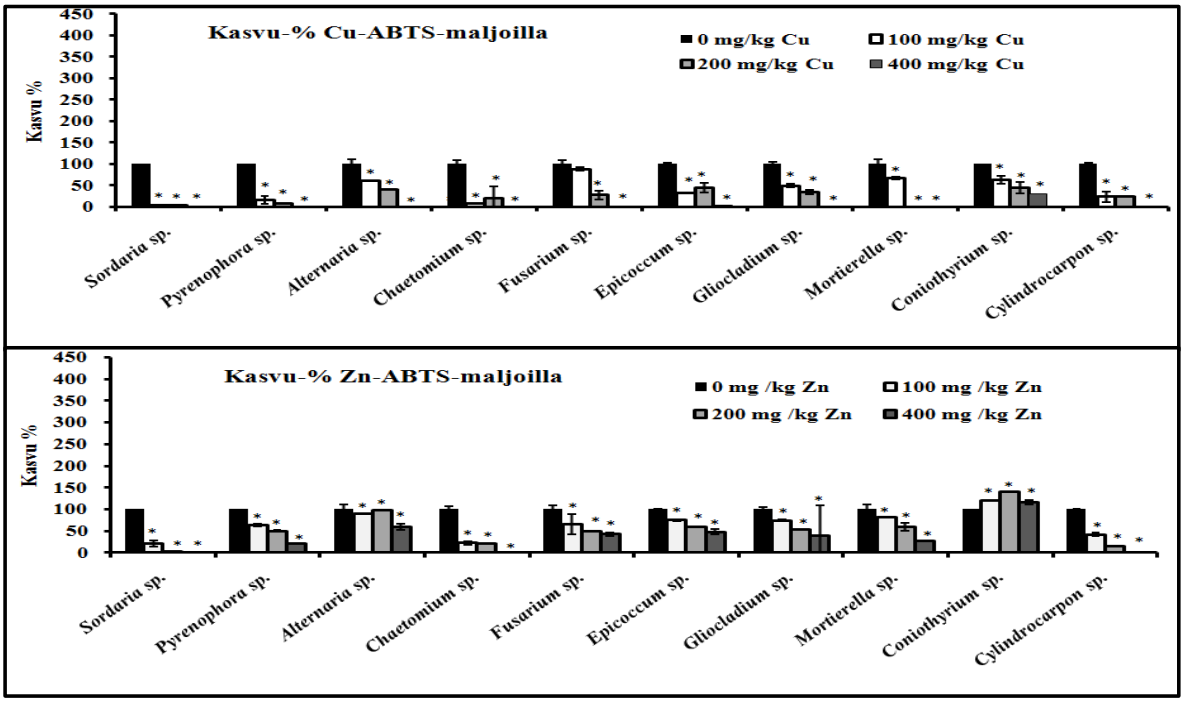
Karikkeenlahottajasienten, 10 askomykeetin (kuva 1) ja 8 basidiomykeetin (kuva 2), kasvua ja hapettavien solunulkoisten entsyymien tuottoa testattiin ABTS-Cu- tai ABTS-Zn-agarmaljoilla (0, 100, 200, 400 mg Cu tai Zn kg^{-1}) [2]. Kahdeksan basidiomykeetin kasvua testattiin kupari- tai sinkkipitoisessa maassa (0, 100 mg Cu tai Zn kg^{-1} (maa)). Bioluminesoivalla *Saccharomyces cerevisiae* hiivalla testattiin kuparin ja sinkin biosaatavuutta ja toksisuutta maassa.

Tulokset ja tulosten tarkastelu

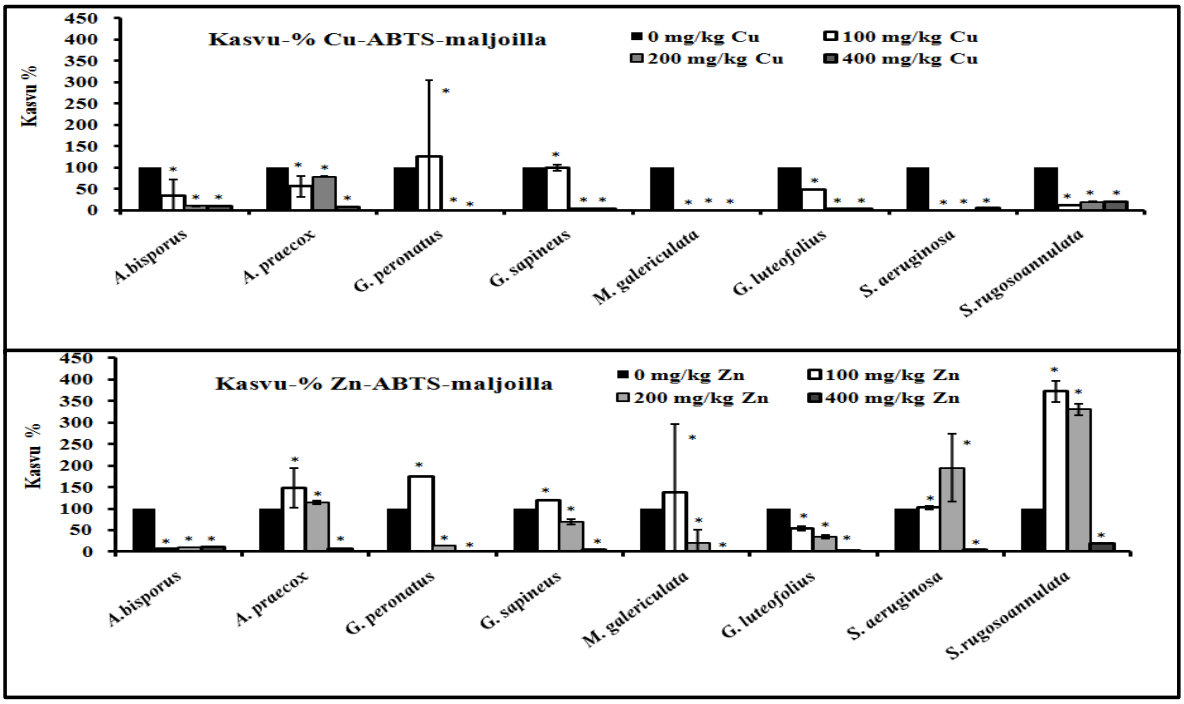
Basidiomykeeteistä *Agrocybe praecox* kasvoi parhaiten sekä kupari- että sinkkipitoisessa maassa (0, 100 mg Cu tai Zn kg^{-1} (maa)). Kupari (200 mg kg^{-1}) inhiboi (22-100 %) kaikkien kahdeksan basidiomykeetin kasvua ABTS-maljoilla verrattuna kontrollimaljoihin (kuva 2). Askomykeeteistä parhaiten kasvoi *Coniothyrium sp.* kuparia tai sinkkiä sisältävillä ABTS-maljoilla (kuva 1). Kuparille ja sinkille kaikkein herkin askomykeetti oli *Sordaria sp.* Basidiomykeettien, *A. praecox, Gymnopus peronatus, Gymnopilus sapineus, Mycena galecurilata, Stropharia aeruginosa* ja *Stropharia rugosoannulata*, kasvu oli suurempaa (2-272 %) ABTS-Zn maljoilla (100 mg kg^{-1}) kuin kontrollimaljoilla. Entsyymin tuottoa kuvaava värivyöhykkeenmuodostus kasvoi *Chaetomium* sp., *Epicoccum* sp. ja *Cylindrocarpon* sp. askomykeeteillä ABTS-maljoilla (100-200 mg Cu kg^{-1}). Värivyöhykkeenmuodostus väheni *Alternaria* sp., *Coniothyrium* sp., *Sordaria* sp. ja *Pyrenophora* sp. askomykeeteillä 100–200 mg Cu kg^{-1} sisältävillä ABTS-maljoilla. Värivyöhykkeenmuodostus kasvoi 3-28 % *Mortierella* sp. ja *Cylindrocarpon* sp.100–200 mg Zn kg^{-1} sisältävillä ABTS-maljoilla, 25-40 % *Chaetomium* sp. ja *Epicoccum* sp. 100-400 mg Zn kg^{-1} sisältävillä ABTS-maljoilla ja 20-22 % *Fusarium* sp. 200-400 mg Zn kg^{-1} sisältävillä ABTS-maljoilla verrattuna askomykeettikontrolliin. Värivyöhykkeenmuodostus inhiboitui (20-63 %) askomykeeteillä *Coniothyrium* sp. ja *Pyrenophora* sp. 200-400 mg Zn kg^{-1} sisältävillä ABTS-maljoilla verrattuna kontrolliin. Kupari oli bioluminesoivalle *Saccharomyces cerevisiae* hiivalle maassa kuusi kertaa toksisempaa kuin sinkki. Testatuilla askomykeeteillä ja basidiomykeeteillä kupari oli toksisempaa kuin sinkki.

.

[1] Lankinen P., Kähkönen M. A., Rajasärkkä J., Virta M., Hatakka M. 2010. The effect of nickel contamination of the growth of litter decomposing fungi, extracellular enzyme activities and toxicity in soil. Boreal Environment Research. Accepted.
[2] Hartikainen E.S., Lankinen P., Rajasärkkä J., Koponen H. Virta M., Hatakka A., Kähkönen M.A. 2010. Manuscript. Submitted.



Kuva 1. Kymmenen askomykeetin kasvu testattiin kuparin tai sinkin kontaminoimlla ABTS-agarmaljalla. Hajontapalkit ovat keskihajontoja. * = Tietyn sienen tilastollinen ero ($p < 0.05$) verrattuna maljoilla ilman kupari tai sinkkilisäystä.



Kuva 2. Kahdeksan basidiomykeetin kasvu testattiin kuparin tai sinkin kontaminoimalla ABTS-agarmaljalla. Hajontapalkit ovat keskihajontoja. * = Tietyn sienen tilastollinen ero ($p < 0.05$) verrattuna maljoilla ilman kupari tai sinkkilisäystä.

Aktinobakteeriyhteisöjen vaihtelu boreaalisilla rahkasoilla

Variation of actinobacteria communities in boreal bogs

Mirkka Kotiaho[1], Hannu Fritze[2], Päivi Merilä[3], Anna Laine[4], Minna Väliranta[5], Atte Korhola[5], Edgar Karofeld[6] ja Eeva-Stiina Tuittila[1]

[1] Metsätieteiden laitos, Helsingin yliopisto, mirkka.kotiaho@helsinki.fi
[2] Metsäntutkimuslaitos, Etelä-Suomen yksikkö
[3] Metsäntutkimuslaitos, Länsi-Suomen yksikkö
[4] Biologian laitos, Oulun yliopisto
[5] Ympäristötieteiden laitos, Helsingin yliopisto
[6] Institute of Botany and Ecology, University of Tartu

Johdanto

Rahkasuot edustavat suon kehityksessä kliimaksvaihetta. Pohjoisille rahkasoille on ominaista mikrotopografinen vaihtelu mättäiltä välipintojen kautta kuljuihin/rimpiin. Kullekin mikrohabitaatille on ominaista tietynlainen kasviyhteisö. Vaikuttaa siltä, että kasvillisuuden lajivaihtelu on vähäisempää eri soiden välillä kuin yksittäisen suon mikrohabitaattien välillä riippumatta maantieteellisestä sijainnista.

Aktinobakteerit ovat monimuotoinen maabakteerien ryhmä. Osa lajeista on sopeutunut happamiin oloihin, siksi ne ovat tärkeä osa soiden hajotusketjussa. Aktinobakteerit hajottavat erilaisia orgaanisia polymeerejä, kuten ligniiniä, selluloosaa, pektiiniä ja humusaineita, joita turpeessa on runsaasti. Vaikka aktinobakteerit ovat soilla merkittävä heterotrofinen ryhmä, niiden yhteisörakenteesta tiedetään vähän [1].

Tutkimuksessamme testasimme seuraavia hypoteeseja:
1) aktinobakteerien yhteisörakenteen vaihtelu rahkasoilla seuraa kasvillisuuden vaihtelua,
2) yhteisörakenteen vaihtelu on suurempaa yksittäisen suon eri mikrohabitaattien välillä kuin eri soiden välillä,
3) mikrohabitaatin merkitys aktinobakteeriyhteisöjen rakenteelle eroaa syvyyksien välillä.

Aineisto ja menetelmät

Syyskuussa 2009 otimme turvenäytteet ja määritimme kasvilajiston neljältä rahkasuolta keskiboraaliselta hemiboreaaliseen vyöhykkeeseen. Kultakin suolta otettiin kolme 60 cm syvyistä turveprofiilia kolmelta eri mikrohabitaatilta (mätäs, välipinta, kulju/rimpi). Aktinobakteerien yhteisörakenne määritettiin DNA-analyysein (DGGE + sekvensointi) turveprofiilin kolmelta eri syvyysalueelta (0-20, 20-40 ja 40-60 cm). Kasvillisuuden ja aktinobakteerien yhteisörakenteen vaihtelun määrä eri hierarkiatasoilla määritettiin redundanssianalyysein.

Tulokset ja tarkastelu

Kasvillisuudessa ei havaittu merkitsevää eroa eri soiden välillä mutta eri mikrohabitaatit selittivät noin puolet kasviyhteisöjen vaihtelusta. Kuten kasvillisuudessa, myös aktinobakteeriyhteisöillä suon sisäinen vaihtelu oli suurempaa kuin soiden välinen vaihtelu (Hypoteesit 1 ja 2). Koko aktinobakteeriaineistoa tarkastellessa syvyyteen liittyvä vaihtelu oli voimakkaampaa kuin mikrohabitaattien välinen. Juurivyöhykkeessä (0-40 cm) mikrohabitaatti selitti lähes kolmanneksen vaihtelusta kun taas syvemmällä vaikutus ei ollut tilastollisesti merkitsevä (Hypoteesi 3). Soiden väliset erot eivät olleet merkitseviä juurivyöhykkeessä mutta syvemmällä soiden välisiin eroihin liittyvä vaihtelu oli 30 %.

Suon pinnassa, jossa veden pinta vaihtelee ja jossa suurin osa juurista sijaitsee, aktinobakteeriyhteisöissä löydettiin selkeä mikrotopografinen vaihtelu. Vaihtelu oli samankaltainen kaikilla neljällä suolla, mikä viittaa siihen, että aktinobakteerien vaihtelu on samalla tavalla universaalia kuin kasvillisuuden vaihtelu. Autotrofien (kasvit) ja heterotrofien (aktinobakteerit) välinen linkki vaikuttaa vahvalta. Ravintoketjun ja ympäristötekijöiden vaikutusten kvantifioiminen vaatisi kokeellista tutkimusta.

Kirjallisuus

[1] Peltoniemi K. 2010 Aerobic carbon-cycle related microbial communities in boreal petlands: responses to water-level drawdown. Dissertationes Forestales 101: 1-53.

Korpiekosysteemin toiminnan ja monimuotoisuuden ennallistaminen: maaperä ja mikrobit

Restoration of the spruce swamp forest ecosystem: microbes and soil

Liisa Maanavilja[1], Zuzana Urbanová[2], Jiři Bárta[2], Tomáš Picek[2] ja Eeva-Stiina Tuittila[1]

[1] Metsätieteiden laitos, PL 27, 00014 Helsingin yliopisto
[2] Ekosysteemibiologian laitos, Etelä-Böömin yliopisto (Jihočeská univerzita), Branišovská 31, 370 05 České Budějovice, Tšekin tasavalta

Korvet ovat kuusivaltaisia luontotyyppejä, joille on tunnusomaista turpeen kertyminen ja vedenkorkeudeltaan erilaisten pintojen pienipiirteinen vaihtelu. Korpia oli vielä 1950-luvulla Suomessa lähes 2 miljoonaa hehtaaria, mutta sittemmin Etelä-Suomen korvista 70-80 % on ojitettu, pääasiassa metsätalouskäyttöön (Valtion metsien inventointi 1951-1953 ja 1996-2003). Useimmat korpityypit onkin luokiteltu vaarantuneiksi tai uhanalaisiksi luontotyypeiksi (Raunio ym. 2008).

Metsäojitettuja korpia on ennallistettu suojelualueilla 1990-luvun puolivälistä lähtien. Ennallistamisen välittömänä tavoitteena on palauttaa suolle luonnontilaisen kaltainen vesitalous ja puustorakenne. Lopullisena tavoitteena on palauttaa toiminnallinen suoekosysteemi. Ojituksen jälkeisen vedenpinnan laskun myötä turve painuu ja mikrobien elinympäristöjen kirjo kapenee, kun märät, anaerobiset painanteet kuivuvat. Tutkimuksemme tavoitteena on selvittää, palautuuko korpien maaperän toiminnallinen monimuotoisuus ennallistamisen myötä, ja jos, niin kuinka nopeasti.

Aineisto ja menetelmät

Aineistona tutkimuksessa käytettiin 12 korpea Evon retkeilyalueelta ja sen läheisyydestä sekä Liesjärven kansallispuistosta: 6 ennallistettua (vuosina 1995-2003), 3 luonnontilaista ja 3 ojitettua korpea. Otimme korpikohteista turvenäytteet elo-syyskuussa 2010, 6 näytettä/korpi. Näytteenotto suunniteltiin siten, että korpien sisäinen vaihtelu, myös ojan suhteen, otettiin huomioon. Kukin näyte sekoitettiin kolmesta alanäytteestä ja näytteet seulottiin turpeen homogenisoimiseksi. Turvenäytteet analysoitiin Etelä-Böömin yliopistossa, Tšekin tasavallassa syys-joulukuussa 2010.

1) Substraatin laadun tutkimiseksi turvenäytteistä analysoitiin liukoisen hiilen ja typen määrä maavedessä sekä fenolien määrä (Bärlocher & Graça 2005).
2) Mikrobien kokonaisbiomassa määritettiin kloroformifumigaatio-uutto -menetelmällä (Vance et al. 1987).
3) Potentiaalista mikrobiaktiivisuutta, hiilidioksidin ja metaanin tuottoa, mitattiin inkuboimalla näytteitä laboratoriossa anaerobisissa ja aerobisissa oloissa 60 päivän ajan. Hiilidioksidin ja metaanin pitoisuus mitattiin 1-2 viikon välein. Kokeen lopussa näytteistä mitattiin liukoisen hiilen, typen ja fosforin määrät ja verratiin kylmiössä säilytettyihin näytteisiin.
4) Ligniiniä ja selluloosaa hajottavien entsyymien aktiivisuus turpeessa mitattiin. Ligniiniä hajottavien fenoloksidaasin ja Mn-peroksidaasin aktiivisuus mitattiin spektrofotometrisesti (Nikupaavola et al. 1990, Ngo et al. 1980), selluloosaa hajottavan β-glokosidaasin aktiivisuus fluorometrisella menetelmällä (Marx et al. 2001).

Laboratorioanalyysien tulokset valmistuvat joulukuuhun 2010 mennessä. Tarkastelemme saatuja tunnuksia pääkomponenttianalyysillä arvioidaksemme, miten eri-ikäiset ennallistetut korvet sijoittuvat suhteessa luonnontilaisiin ja ojitettuihin korpiin. Käytämme samankaltaisuuden mittarina Bray-Curtis –indeksiä. Mikrobit ja niiden toiminta on

avainasemassa toiminnallisen korpiekosysteemin palauttamisessa. Siten tulokset antavat arvokasta tietoa ennallistamisen onnistumisesta ja korpien ennallistumissukkessiosta.

Kirjallisuus

Bärlocher, M. A. S. & Graça, F. (2005) Total Phenolics. In: Graça M.A.S., Bärlocher F., Gessner M.O. (eds) Methods to study litter decomposition: a practical guide. Springer, Netherlands, pp 97–100.

Nikupaavola, M.L., Raaska, L. & Itävaara, M. (1990) Detection of white-rot fungi by a non-toxic stain. Mycol. Res. 94, 27-31.

Ngo, T.T. & Lenho, H.M. (1980) A sensitive and versatile chromogenic assay for peroxidase and peroxidase coupled reactions. Anal. Biochem. 105, 389-397.

Marx, M.C., Wood, M. & Jarvis, S.C., 2001. A microplate fluorimetric assay for the study of enzyme diversity in soils. Soil Biology & Biochemistry 33, 1633–1640.

Raunio, A., Schulman, A. & Kontula, T. (toim.). Suomen luontotyyppien uhanalaisuus. Suomen ympäristö 8. Suomen ympäristökeskus, Helsinki 2008.

Vance, E.D., Brookes, P.C. & Jenkinson, D.S., 1987. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. Soil Biology and Biochemistry 19, 703-707.

Mikrobibiomassa ja –yhteisörakenne maan orgaanisen kerroksen F- ja H-horisonteissa boreaalisten havumetsien ilmastogradientilla

Soil microbial biomass and community structure in organic horizons of boreal coniferous forests along a climatic gradient

Päivi Merilä[1], Maija Salemaa[2], Sari Hilli[3], Hannu Fritze[2]

[1]Metsäntutkimuslaitos (Metla), Kaironiementie 15, 39700 Parkano, paivi.merila@metla.fi
[2]Metla, PL 18, 01301 Vantaa, maija.salemaa@metla.fi, hannu.fritze@metla.fi
[3]Metla, PL 16, 96301 Rovaniemi, sari.hilli@metla.fi

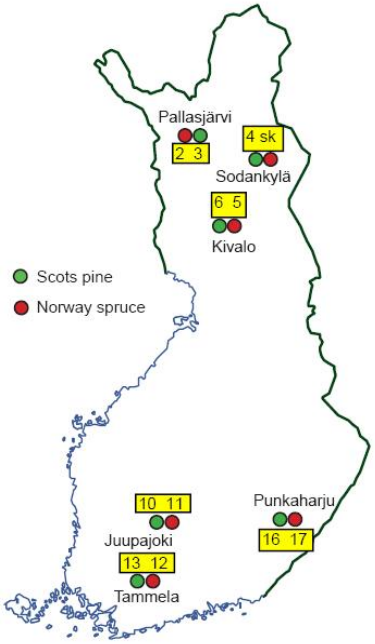
Johdanto

Tutkimuksen tavoitteena oli selvittää ilmastotekijöiden, maan viljavuuden ja maan orgaanisen kerroksen horisontin vaikutusta maan mikrobibiomassaan ja –yhteisörakenteeseen boreaalisten havumetsien ilmastogradientilla. Mikrobiyhteisörakenne määritettiin fosfolipidirasvahappo (PLFA) –analyysein [1]. Erityisesti mikrobiyhteisörakenteen eroista metsämaan orgaanisen kerroksen eri horisonttien välillä on niukalti tietoa.

Aineisto ja menetelmät

Tutkimusta varten valittiin 12 havaintoalaa, joista kuusi sijaitsi pohjoisboreaalisella ja kuusi eteläboreaalisella ilmastovyöhykkeellä (Kuva 1). Sodankylän kuusikkoa lukuunottamatta havaintoalat kuuluvat YK-ECE ICP Forests -ohjelman intensiiviseurantaloihin [2]. Havaintoalat edustavat karkeasti kahta eri viljavuustasoa: 1. kuusivaltaiset tuoreet ja lehtomaiset kankaat (kuusikot) ja 2. mäntyvaltaiset kuivahkot ja kuivat kankaat (männiköt).

Näytteet PLFA-analyysejä varten kerättiin elokuussa 2006 maan orgaanisesta kerroksesta (kairan läpimitta 6 cm) tasavälein 30 x 30 m –kokoisen havaintoalan kultakin sivulta. Laboratoriossa jokaisen näytteen fermentaatio (F)- ja humus (H)-kerrokset eroteltiin toisistaan huolellisesti ja havaintoalan samalta sivulta kerätyt neljä näytettä yhdistettiin ja seulottiin (verkon silmäkoko 4 mm). Kultakin havaintoalalta saatiin siten neljä sekä F- että H-horisontin näytettä.



Kuva 1. Havaintoalojen sijainti.

Mikrobibiomassayhteisörakennne määritettiin fosfolipidirasvahappo (PLFA) -analyysein [1]. Kaikkien 39 PLFA:n summaa käytettiin mikrobibiomassan indeksinä (PLFAtot). Pääosin bakteereista peräisin olevan PLFA:n summaa käytettiin bakteeribiomassan indeksinä (PLFAbakt) ja 18:2ω6,9-määrää sienibiomassan indeksinä (PLFAfung) [3].

Tulokset ja tarkastelu

PLFAtot (g oa.$^{-1}$) oli merkisevästi suurempi H- kuin F-horisontissa. Kuitenkin myös horisontin ja maantieteellisen sijainnin (pohjois- tai eteläboreaalinen) välinen yhdysvaikutus oli merkitsevä, ilmeisesti koska pohjoisen kuusikoissa H- ja F-horisontin ero oli vain vähäinen. PLFAbakt jakaantui samalla tavoin kuin PLFAtot. Sienibiomassassa ei havaittu

merkitseviä eroja männiköiden ja kuusikoiden, maantieteellisen sijainnin tai horisonttien välillä. Kuitenkin horisontin ja sijainnin välinen yhdysvaikutus oli melkein merkitsevä johtuen siitä, että pohjoisessa F-horisontin sienibiomassa ei ollut merkitsevästi suurempi kuin H-horisontissa.

Pinta-alaa kohden (m^{-2}) laskettuna PLFAtot, PLFAbakt ja PLFAfung olivat aina selvästi suuremmat H- kuin F-horisontissa, mikä johtuu siitä, että H-horisontti on metsämaillamme yleensä paksumpi kuin F-horisontti. Lisäksi nämä muuttujat olivat suurempia etelässä kuin pohjoisessa. Bakteeribiomassan kohdalla horisontti*sijainti yhdysvaikutus oli merkitsevä, mikä indikoi sitä, että H- ja F-horisonttien välinen ero oli suurempi etelässä kuin pohjoisessa. Sieni- ja bakteeribiomassan välinen suhde (PLFAfung:PLFAbakt) oli merkitsevästi suurempi F- kuin H-horisontissa, samoin myös pohjoisessa kuin etelässä.

Mikrobiyhteisön rakenne oli selvästi erilainen F- ja H-horisonteissa. Myös männiköt ja kuusikot erosivat tässä suhteessa toisistaan, vaikkakin männiköiden ja kuusikoiden välinen ero ei ollut yhtä selvä etelässä kuin pohjoisessa.

Johtopäätökset

Tulokset osoittivat, että sekä mikrobibiomassassa että -yhteisörakenteessa on varsin selkeä ero F- ja H-horisonttien välillä. Erityisesti pohjoisboreaaliset männiköt ja kuusikot erottuivat mikrobiyhteisön rakenteen suhteen toisistaan selvästi. Mikrobibiomassassa erot männiköiden ja kuusikoiden välillä olivat vain vähäisiä. Tulokset kuvastavat heterotrofisen mikrobiyhteisön mukautumista hiiliyhdisteiden laatuun ja määrään.

Kiitokset

Intensiiviseurantaohjelma on saanut rahoitusta EU:n Forest Focus- ja Life+ FutMon -ohjelmista.

Kirjallisuus

[1] Tunlid, A.& White, D.C. 1990. Use of lipid biomarkers in environmental samples. Teoksessa: Fox, A. (toim.). *Analytical Microbiology Methods*. Plenum Press, New York. Pp. 259-273.
[2] Merilä, P., Kilponen, T. & Derome, J. (eds.). 2007. Forest Condition Monitoring in Finland – National report 2002–2005. *Working Papers of the Finnish Forest Research Institute* 45. 166 p.
[3] Frostegård, Å. & Bååth, E. 1996. The use of phospholipid fatty acid analysis to estimate bacterial and fungal biomass in soil. *Biology and Fertility of Soils* 22:59-65.

Kastelieron (*Lumbricus terrestris* L.) korjuutähdekekojen kohdat kasvihuonekaasujen päästölähteenä suorakylvöpellolla

The midden sites of Lumbricus terrestris L. as a source of greenhouse gas emissions in arable no-till soil

Mervi Nieminen[1], Kristiina Regina[1], Timo Hurme[1], Juha Mikola[2], Visa Nuutinen[1]

[1] Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus, Kasvintuotannon tutkimus, E-talo, Tietotie1, 31600 Jokioinen. Sähköposti: etunimi.sukunimi@mtt.fi
[2] Ympäristötieteiden laitos, Helsingin yliopisto, Niemenkatu 73, 15140 Lahti. Sähköposti: juha.mikola@helsinki.fi

Abstrakti

Suorakylvöä (maata ei muokata lainkaan) pidetään hyödyllisenä viljelymenetelmänä ilmastonmuutoksen hillinnän kannalta sen maatalousmaan hiilivarastoja kerryttävän ja hiilidioksidipäästöjä (CO_2) vähentävän vaikutuksen vuoksi [1]. Joillakin suorakylvöpelloilla on kuitenkin havaittu kohonneita maan typpioksiduulipäästöjä (N_2O) [2,3], mikä saattaa vähentää suorakylvön ilmastollisia hyötyjä N_2O:n ollessa hiilidioksidia noin 300 kertaa voimakkaampi kasvihuonekaasu [4]. Lierojen rooli viljelymaiden kasvihuonekaasupäästöjen muodostumisessa on viime aikoina noussut mielenkiinnon kohteeksi ja lieroaktiivisuudella on todettu olevan vaikutusta esimerkiksi N_2O-päästöihin [5,6]. Suorakylvö johtaa yleensä tiheisiin lierokantoihin ja erityisesti kookkaan, syvälle kaivautuvan kastelieron (*Lumbricus terrestris* L.) runsastumiseen [7,8]. Tutkimme kenttä- ja laboratoriokokeiden avulla, voiko kasteliero merkittävästi vaikuttaa suorakylvömaan N_2O-, CO_2- ja CH_4- (metaani) päästöihin.

Pitkäaikaisella suorakylvöpellolla (maalaji hieno hieta) Lounais-Suomessa mitattiin kaasupäästöjä kastelieron käytävänsä suuaukolle keräämän korjuutähdekeon päältä ja sen viereiseltä ei-keko- eli kontrollialueelta (n=10 paria). Mittaukset toistettiin viisi kertaa kahden viikon aikana lokakuussa 2008. Mittauksissa käytettiin apuna muovikammioita (halkaisija 15 cm, korkeus 10 cm). Laboratoriokoe perustettiin marraskuussa 2008. Kokeessa käytetyt kastelieroyksilöt, maa (0-30 cm syvyydeltä) ja sänkiolki kerättiin samalta suorakylvöpellolta kuin missä kenttämittaukset toteutettiin. Seulottu maa pakattiin 30:een PVC-putkeen (halkaisija 15 cm, korkeus 45 cm) ja puoleen niistä sijoitettiin yksi iso kastelieroyksilö. Toiset 15 putkea toimivat kontrollina (n=15). Putkien pinnalle levitettiin 5 g (tp) silputtua olkea lierojen ravinnoksi. Kuukauden asettumisjakson jälkeen putkien kaasupäästöjä mitattiin noin viikon välein yhteensä 12 kertaa (kokeen kokonaiskesto 15 viikkoa). Mittausmenetelmä oli sama kuin kentällä. Sekä kenttä- että laboratoriokokeessa viimeisen kaasumittauskerran jälkeen kaikki maan pinnan karike korjattiin pois molemmista käsittelyistä ja tehtiin lisäkaasumittaus tarkoituksena selvittää vähentääkö kastelieron keon tai kontrollialueilla olkikarikkeen poisto kaasupäästöjä. Kentällä ja laboratoriossa mitattiin kokeiden päättyessä myös monia taustamuuttujia kuten esimerkiksi maan liukoisen typen määrä ja denitrifikaatiopotentiaali.

Kenttämittausten tulosten perusteella N_2O- ja CO_2-päästöt ovat merkittävästi suuremmat kastelieron korjuutähdekekojen kohdalla kuin kontrollialueilla. Kaikkien mittauskertojen yli estimoitu keskimääräinen N_2O-N-päästö oli kekoalueilla 0.23 ja kontrollialueilla 0.13 µg/kammion ala/h (keskivirhe molemmilla 0.019). Vastaavat luvut CO_2:lle ovat 1754 ja 1201 µg/kammion ala/h (keskivirhe 88.7). Myös laboratoriokokeessa olivat kyseisten kaasujen päästöt suuremmat kastelierokäsittelyssä kuin kontrollissa: keskimääräiset N_2O-N-päästöt olivat 0.06 ja 0.04 (keskivirhe 0.056) ja CO_2-päästöt 1769 ja 1536 (keskivirhe 79.5) µg/kammion ala/h, vastaavasti. Metaanipäästöt vaihtelivat paljon niin kentällä kuin laboratoriossa ilman selviä käsittelyvaikutuksia. Kastelieron kekoalueiden tiheys koepellolla

oli keskimäärin 20 neliömetrillä. Kyseinen kekotiheys lisäisi suorakylvöpellon N_2O-päästöjä 27 % verrattuna neliömetriin ilman kastelieron elinpaikkoja. Maan pinnalla olevan olkikarikkeen määrät jakautuivat käsittelyittäin kenttä- ja laboratoriokokeissa eri tavalla. Kentällä kastelieron kekoalueilla oli paljon olkikariketta ja kontrollialueet olivat lähes paljaita, kun taas laboratoriossa kontrolliputkien pinnalla oli kokeen lopussa enemmän olkea kuin kastelieroputkien pinnalla. Olkikarikkeen poistolla ei näin ollen kentän kontrollialueilla ollut vaikutusta kaasupäästöihin, mutta kekoalueilla oli viitteitä kohonneista N_2O-päästöistä keon poiston jälkeen. Laboratoriossa olkien poisto lisäsi N_2O-päästöjä molemmissa käsittelyissä, mutta CO_2-päästöjä vain kastelierokäsittelyssä.

Sekä kentällä että laboratoriossa kastelieron elinalueet erosivat monin tavoin kontrollialueista. Kentällä lierojen, etanoiden (*Arion fasciatus*) ja liukoisen typen määrät olivat korkeampia kekoalueilla ja laboratoriossa liukoisen typen lisäksi maan denitrifikaatiopotentiaali oli suurempi kastelierokäsittelyssä. Kastelieron tapa muuttaa elinympäristöään ja luoda viljelymaahan biologisen aktiivisuuden keskittymiä, voi osaltaan selittää kastelieron kekoalueiden korkeampia N_2O- ja CO_2-päästöjä. Lisäksi kastelieron syvä pystysuora käytävä saattaa toimia maassa olevien kaasujen kerääjänä ja johtaa niitä maan pinnalle. Tuloksemme kuvaavat syksyajan tilannetta suorakylvöpellolla, jolloin kasteliero on erittäin aktiivinen. Toisena aikana vuodesta kastelieron vaikutukset kaasupäästöihin saattavat olla vähäisempiä.

Kirjallisuus

[1] Lal, R. 1997. Residue management, conservation tillage and soil restoration for mitigating greenhouse effect by CO_2-enrichment. *Soil and Tillage Research* 43: 81-107.
[2] Regina, K. and Alakukku, L. 2010. Greenhouse gas fluxes in varying soils types under conventional and no-tillage practices. *Soil & Tillage Research* 109: 144-152.
[3] Ball, B.C., Scott, A. and Parker, J.P. 1999. Field N_2O, CO_2 and CH_4 fluxes in relation to tillage, compaction and soil quality in Scotland. *Soil and Tillage Research* 53: 29-39.
[4] Li, C.S., Frolking, S. & Butterbach-Bahl, K. 2005. Carbon sequestration in arable soils is likely to increase nitrous oxide emissions, offsetting reductions in climate radiative forcing. *Climatic Change* 72: 321-338.
[5] Giannopoulos, G., Pulleman, M.M. and Van Groenigen, J.W. 2010. Interactions between residue placement and earthworm ecological strategy affect aggregate turnover and N_2O dynamics in agricultural soil. *Soil Biology and Biochemistry* 42: 618-625.
[6] Rizhiya, E., Bertora, C., van Vliet, P.C.J., Kuikman, P.J., Faber, J.H. and van Groenigen, J.W. 2007. Earthworm activity as a determinant for N_2O emission from crop residue. *Soil Biology & Biochemistry* 39: 2058-2069.
[7] Alakukku, L., Turtola, E., Ventelä, A., Nuutinen, V., Aura, E. & Uusitalo, R. 2004. Suorakylvön soveltuvuus käytännön vesiensuojelutyöhön : esiselvitys. Pyhäjärvi-instituutin julkaisuja. Sarja A 28. 92 p.
[8] Kladivko, E.J. 2001. Tillage systems and soil ecology. *Soil & Tillage Research* 61: 61-76.

Metaania hapettavien bakteeriyhteisöjen monimuotoisuus suon sukkessiogradientilla kasvavissa rahkasammalissa

Diversity of active methanotrophic bacteria in Sphagnum mosses growing on a peatland chronosequence

Anuliina Putkinen[1], Tuula Larmola[2], Henri Siljanen[3], Tero Tuomivirta[1], Levente Bodrossy[4], Eeva-Stiina Tuittila[2] ja Hannu Fritze[1]

[1] Metsäntutkimuslaitos, Etelä-Suomen alueyksikkö, PL 18, 01301 Vantaa
[2] Metsätieteiden laitos, PL 27, 00014 Helsingin yliopisto
[3] Ympäristötieteen laitos, Itä-Suomen yliopisto, PL 1627, 70211, Kuopio, Finland
[4] Department of Bioresources, Austrian Institute of Technology, Seibersdorf, Itävalta

Suo-alueilla syntyy huomattavat määrät kasvihuonekaasu metaania (CH_4). Sen tärkein nielu ovat suon hapellisessa pintakerroksessa elävät metanotrofiset bakteerit, jotka käyttävät metaania sekä energian että hiilen lähteenään. Hiljattain näillä bakteereilla havaittiin olevan läheinen suhde soilla hyvin yleisten kasvien, rahkasammalien, kanssa [1]. Metanotrofit elävät sammalien sisällä veden täyttämissä hyaliinisoluissa. Erityisesti veden pinnan alapuolella kasvi hyötyy bakteerien tuottamasta hiilidioksidista ja bakteerit puolestaan saavat kasvilta happea metaanin hapetukseen [2].

Me tutkimme rahkasammalien yhteydessä elävien, aktiivisesti metaania hapettavien bakteerien monimuotoisuutta. Sammalet kerättiin eri-ikäisiä soita käsittävältä sukkessiogradientilta, joka sijaitsee Pohjois-Pohjanmaan rannikon maannousema-alueella (Siikajoki 64°45´N, 24°42´E). Mukana oli kuusi eri ikävaihetta ja 10 eri sammallajia, joista kukin kuului ikävaiheensa valtalajeihin. Osa sammalista kerättiin märistä kuljuista, osa mättäiltä ja osa ns. välipinnoilta. Aktiivisten metanotrofien löytämiseksi sammalia inkuboitiin laboratoriossa hiilen 13-isotoopilla leimatun metaanin läsnäollessa (SIP, Stable Isotope Probing). Näin metaania hapettavien bakteerien DNA-molekyyleihin siirtyi tätä painavaa hiiltä. Inkuboinnin jälkeen tämä aktiivisia bakteereja edustava DNA erotettiin kevyemmästä kokonais-DNA:sta ultrasentrifugoinnin avulla (43 500 rpm, >42 h). Metanotrofiyhteisöt karakterisoitiin luomalla ^{13}C-DNA:sta 16S rRNA-geeniin perustuvat kloonikirjastot. Kloonit ryhmiteltiin restriktioanalyysin avulla (RFLP, Restriction Fragment Length Polymorphism) ja joka ryhmästä sekvensoitiin 1-3 kloonia/ikävaihe. Tämän lisäksi näytteet analysoidaan metanotrofeille spesifiseen, funktionaaliseen *pmoA*-geeniin perustuvalla mikrosiru-menetelmällä. Tarkoitus on verrata aktiivista yhteisöä koko metanotrofiyhteisöön tarkastelemalla myös kevyempää ^{12}C-DNA:a, joka käsittää myös lepotilaiset ja kuolleet solut.

Alustavien tulosten mukaan sammalissa olivat aktiivisia erityisesti tyypin I metanotrofit. Tämä olisi mielenkiintoinen tulos, sillä aiemmissa sammalien metanotrofeja käsitelleissä tutkimuksissa valtaryhmänä on lähes aina ollut tyypin II metanotrofit ja useimmiten *Methylocystis*-laji [2, 3]. Meidänkin sammalnäytteissämme tätä lajia voi olla enemmän mukana ^{12}C-DNA:ssa, mutta eri lajit näyttäisivät vastaavan aktiivisesta metaanin hapetuksesta.

Kirjallisuus

[1] Raghoebarsing A.A., Smolders A.J., Schmid M.C., Rijpstra W.I., Wolters-Arts M., *et al.* 2005. Methanotrophic symbionts provide carbon for photosynthesis in peat bogs. *Nature* 436:1153-1156.
[2] Kip N., van Winden J.F., Pan Y., Bodrossy L., Reichart G., Smolders A.J.P., *et al.* 2010. Global prevalence of methane oxidation by symbiotic bacteria in peat-moss ecosystems. *Nature Geoscience* 3:621.
[3] Larmola T., Tuittila E.-S., Tiirola M., Nykänen H., Martikainen P.J., Yrjälä K., *et al.* 2010. The role of *Sphagnum* mosses in the methane cycling of a boreal mire. *Ecology* 91:2356-2365.

Muokkausmenetelmien vaikutus peltomaiden mikrobiyhteisöihin ja tautisienten tukahduttamiskykyyn

Impact of tilling intensity on microbial populations and fungistasis in arable soil

Timo Sipilä[1,2], Kim Yrjälä[3], Laura Alakukku[1] ja Ansa Palojärvi[2]

[1]Maataloustieteiden laitos, PL 28, 00014 Helsingin yliopisto
[2]MTT (Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus), Kasvintuotannon tutkimus, 31600 Jokioinen
[3]Biotieteiden laitos, PL 56, 00014 Helsingin yliopisto

Johdanto

Maatalous kohtaa ilmastonmuutoksen myötä entistä suurempia ympäristöhaasteita. Eroosio- ja ravinnekuorma vesistöihin kasvaa, mikäli talvet muuttuvat ennustetulla tavalla lauhemmiksi ja sateisemmiksi. Talviaikainen kasvipeitteisyys suojaa maan pintaa vähentäen eroosio- ja ravinnehuuhtoumariskiä [1]. Kevätkylvöisten kasvien viljelyssä kasvukauden ulkopuolinen kasvipeitteisyys voidaan toteuttaa sekä vähentämällä syysmuokkausta että lisäämällä viljelykiertoon monivuotisia kasveja. Muokkausta kevennettäessä edellisen vuoden kasvustojäte voi luoda suotuisat olosuhteet maa- ja kasvinjätelevintäisille kasvitaudeille [2]. Kasvipeitteisyyden ympäristöhyöty vähenee, mikäli sen myötä torjunta-aineiden käyttötarve lisääntyy.

Mikrobiyhteisöjen on todettu olevan merkittäviä maan toiminnan ylläpitäjiä maatalousmaissa [3] ja niiden ominaisuuksien hyötykäyttö tarjoaa mahdollisuuksia monien ympäristöongelmien ratkaisemiseksi (ekosysteemipalveluja). Viljelymenetelmillä voidaan mahdollisesti vaikuttaa maaperän mikrobiston koostumukseen muuttamalla mikrobiston elinympäristön olosuhteita. Maaperän mikrobien on havaittu olevan tärkeitä maan kasvitauteja tukahduttavien ominaisuuksien kannalta [4]. Viljelyskasvien kasvitautien määrä vaihtelee kasvupaikoittain, jotkut maat altistavat kasvit taudeille ja toiset taas tukahduttavat kasvitauteja (suppressiivinen). Suppressiivinen maaperä on sellainen, missä kasvitaudin määrä ja oireet pysyvät alhaisina huolimatta taudin aiheuttajan läsnäolosta, sopivasta isäntäkasvista ja taudin kehitykselle suotuisista olosuhteista.

Mikrobien tarjoamien ekosysteemipalveluita hyötykäytetään vielä toistaiseksi vähän peltoviljelyssä. Koska maan mikrobiyhteisöt ovat erittäin monimuotoisia ja gramma maata voi sisältää tuhansia lajeja ja kymmeniä miljardeja soluja, niiden tutkimus ja hyötykäyttö on haasteellista. Viljelyn kehittämiseksi on kuitenkin tärkeää ymmärtää, miten maan mikrobiyhteisöt toimivat ja miten eri muokkausmenetelmät vaikuttavat niiden rakenteeseen ja tarjoamiin ekosysteemipalveluihin kuten suppressiivisuuteen. Tutkimus tehdään osana suurempaa hanketta (2009-2011) *'Tuotannon kestävyys muuttuvissa ilmasto-oloissa – teknologiset ratkaisut ja maaperäbiologisten ekosysteemipalvelujen hyödyntäminen*'. Hankkeen tavoitteena on kehittää innovatiivistä ja käytännön peltoviljelyyn soveltuvaa maatalouden ympäristöteknologiaa peltojen kasvipeitteisyyden lisäämiseksi ja hyödyntää maaperämikrobiston ekosysteemipalveluja tautimikrobien tukahduttamiseksi ja kasvijätteen toivotunlaiseksi hajotukseksi.

Aineisto ja menetelmät

Näyteenotto tehtiin kuudelta pitkäaikaiselta peltoviljelykokeelta, joissa käsittelypareina olivat suorakylvö ja syyskyntö. Koealueiden maan savespitoisuus vaihteli 16–60 % ja niiden maannosluokka oli Vertic Cambisols ja Eutric Regisols. Kolme kenttäkoetta sijaitsi Jokioisissa, ja Vihdissä, Ylistarossa ja Säkylässä oli yksi koealue. Syksyllä 2009 kentiltä otettiin maanäytteet 0-5, 5-10 ja 10-20 cm syvyyksistä mikrobianalyyseja varten.

Maaperän tautisienten tukahduttamiskykyä (fungistasis) analysoitiin käyttämällä De Boer *et al* 1998 [5] kuvaamaa menetelmää (mallisienen rihmaston kasvun tai itiöiden itämisen esto). Mallisienenä käytettiin *Fusarium. culmorum* viljakasvien patogeeniä, joka on kasvitähde- ja maalevintäinen [6]. Fungistaasiksen mittaamiseksi maat seulottiin ja säilytettiin +4 °C pimeässä. Kokeessa maat laimennettiin steriilillä montmorilloniitillä (20/80 kuivapainoprosenttia) ja niiden kosteus säädettiin 85 % seoksen vedenpidätyskyvystä.

Maanäytteiden mikrobiyhteisöanalyysit tehtiin käyttämällä DNA-pohjaisia sormenjälkimenetelmiä. DNA eristettiin käyttäen PowerSoil® DNA Isolation Kit (MoBio laboratories Inc). Laajakirjoiset bakteeriyhteisöjen merkkigeenit monistettiin käyttäen alukkeina 27F ja 1492r, nämä monistavat 16S rRNA geenin lähes kaikista bakteerilajeista [7]. Aktinobakteeri-spesifiset 16S rRNA geenit monistettiin alukkeilla S-C-Act-0235-a-S-20 ja S-C-Act-0878-a-A-19 [8]. Merkkigeenit karakterisoitiin T-RFLP sormenjälkitekniikalla [9] käyttäen *Hae*III ja *Hha*I restriktioentsyymejä.

Tulokset ja tarkastelu

Alustavissa tuloksissa havaitiin eroja maan kyvyissä estää *F. culmorumin* rihmaston kasvua (Fungistasis). Ensimäiset tulokset mikrobiyhteisöanalyyseistä viittaavat siihen, että syvyydellä näyttäisi olevan merkitystä maan mikrobiyhteisön rakenteeseen. Kyntöruutujen pintamaiden mikrobiyhteisöissä vaihtelu oli suurta verrattuna suorakylvöruutuihin. Tulokset viittaavat siihen, että muokkausmenetelmillä on mahdollista vaikuttaa maan mikrobiyhteisön rakenteeseen ja täten niillä voi olla myös vaikutusta maan toimintoihin. Lisää tutkimuksia vaaditaan kuitenkin varmentamaan tuloksia ja jotta tietyt mikrobiryhmät voitaisiin yhdistää maan biologisiin ominaisuuksiin.

Kirjallisuus

[1] Puustinen, M., Tattari, S., Koskiaho, J. and Linjama, J. 2007. Influence of seasonal and annual hydrological variations on erosion and phosphorus transport from arable areas in Finland. *Soil & Tillage Research* 93: 44-55.
[2] Abawi, G.andWidmer, T., 2000. Impact of soil health management practices on soilborne pathogens, nematodes and root diseases of vegetable crops. *Applied Soil Ecology* 15: 37-47.
[3] van Elsas, J. D. Jansson, J. K and Trevors J. T. 2006. *Modern Soil Microbiology*, CRC Press, New York.
[4] De Boer, W., Verheggen, P., Gunnewiek, P.J., Kowalchuk, G.A. and Van Veen, J.A., 2003. Microbial Community Composition Affects Soil Fungistasis. *Applied and Environmental Microbiology* 69: 835-844.
[5] De Boer, W., Gunnewiek, P.J. and Woldendorp, J.W. 1998. Suppression of hyphal growth of soil-borne fungi by dune soils from vigorous and declining stands of *Ammophila arenaria*. *New Phytologist* 138: 107-116.
[6] Dill-Macky, R.andJones, R., 2000. The effect of previous crop residues and tillage on *Fusarium* head blight of wheat. *Plant Disease* 84: 71-76.
[7] Weisburg, W.G., Barns, S.M., Pelletier, D.A. and Lane, D.J., 1991. 16S ribosomal DNA amplification for phylogenetic study. *Journal of Bacteriology* 173: 697.
[8] Stach, J.E.M., Maldonado, L.A., Ward, A.C., Goodfellow, M. and Bull, A.T., 2003. New primers for the class Actinobacteria: application to marine and terrestrial environments. *Environmental Microbiology* 5: 828-841.
[9] Marsh, T.L., 1999. Terminal restriction fragment length polymorphism (T-RFLP): an emerging method for characterizing diversity among homologous populations of amplification products. *Current Opinion in Microbiology* 2: 323-327.

Haavan (*Populus*) käyttö saastuneiden maiden kunnostamisessa

Aspen (Populus) for remediation of polluted soils

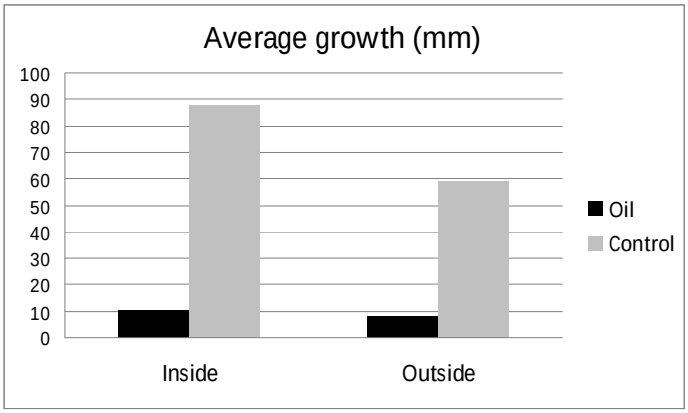
Kim Yrjälä[1], Mirja Heinonen[1], Shinjini Mukherjee[1], Timo Sipilä[1], Ivika Ostonen[2], Raimo Jaatinen[3], Lu-min Vaario[4] ja Pertti Pulkkinen[3]

[1]Bio- ja ympäristötieteellinen tiedekunta, MEM-group, 00014 Helsingin Yliopisto
[2] Institute of Ecology and Earth Sciences, Faculty of Science and Technology, University of Tartu
[3]Haapastensyrjän yksikkö, Metsäntutkimuslaitos, 12600 Läyliäinen
[4] Metsäntutkimuslaitos, Vantaan yksikkö, 01301 Vantaa

Johdanto

Suomessa on runsaasti pilaantuneita, kunnostusta kaipaavia maa-alueita. Saasteina voivat olla esimerkiksi erilaiset hiilivedyt öljyisistä jätteistä tai puunkyllästykseen käytettyjä aromaattisia yhdisteistä, jolloin biologinen kunnostus perustuu mikrobipohjaiseen hajotukseen. Raskasmetalleilla saastuneiden maiden biologinen kunnostus lähtee siitä, että tämä epäorgaaninen aines pyritään akkumuloimaan esimerkiksi kasveihin/mikrobeihin ja sitä kautta poistamaan raskasmetalleja maaperästä. Kasveihin ja niiden mikrobeihin perustuva kunnostus on kestävän kehityksen mukainen memetelmä, joka sopii hyvin sellaisille kohteille joissa pitoisuudet eivät ole erityisen korkeita ja joissa on käytettävissä riittävän pitkä kunnostusaika. Kasvien juurten ritsosfääri on keskeisessä asemassa biologisessa puhdistuksessa [1,2]. Puiden juuret erittävät hiiliyhdisteitä, jotka ovat juuriston mikrobeille hyvä ravinnon lähde ja sitä kautta juuristoon muodostuu mikrobiyhteisöjä, joiden ominaisuuksia voidaan hyödyntää fytoteknologiassa [3] kuten fyto/ritsoremediaatiossa.

Helsingin Yliopiston MEM-groupin ja METROPOLIA:n yhteistyönä on tutkittu koivujen soveltuvuutta polyaromaattisten hiilivetyjen ritsoremediaatiossa [4,5,6]. Aihetta on laajennettu Metsäntutkimuslaitoksen, METLAn, kanssa tutkimalla haavan käyttöä fytoteknologiassa kuten saastuneiden maiden kunnostamisessa [7,8], mutta yleisemmin myös eri ympäristöongelmien ratkaisemiseen sekä maisemointiin.



Kuva 1. Haapataimien keskimääräinen kasvu (mm) ensimmäisenä vuonna sisällä kasvihuoneessa sekä ulkona.

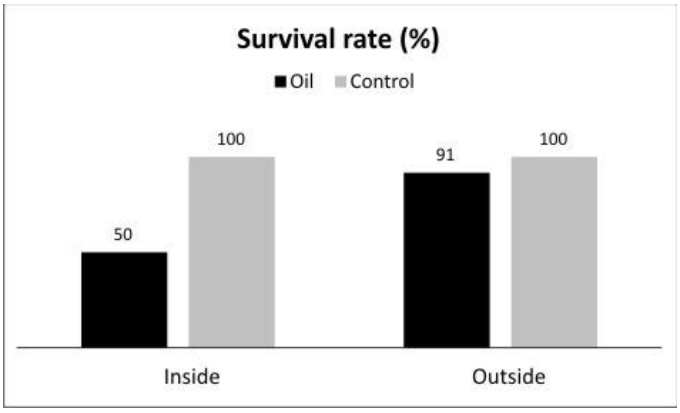
Aineisto ja menetelmät

Haapoja kasvatetaan Metsäntutkimuslaitoksen Haapastensyrjän asemalla päämääränä mm. löytää klooneja, jotka parhaiten soveltuvat fyto/ritsoremediaatioon. Haapojen öljynsietokykyä on tutkittu kasvihuonekokeessa 2008 ja vuonna 2009 aloitettiin pitkäkestoinen ritsoremediaatiokoe. Siinä käytetään 15 hybridihaapakloonia ja viisi metsähaapakloonia, jotka on istutettu sekä sisälle avoimeen kasvihuoneeseen että ulos kentälle niin, että eri kloonien selvitymistä voidaan helposti seurata öljyllä saastuneessa maassa. Taimet on istutettu neljään eri maa-altaaseen (viemäröidyt altaat). Kahdessa altaassa on hiekkainen öljymaa (8000 ppm), joko taimien kanssa tai ilman taimia ja kahdessa puhdas kontrollimaa taimien kanssa. Toinen

puhtaista altaista on käsitelty suolalla kesällä 2010. Jokainen maa-allas on jaettu viiteen toistoon, yksi puuklooni kussakin toistossa. Koejärjestely on sama ulkona ja kasvihuoneessa. Kaikkiaan 800 tainta istutettiin, istutustiheyden ollessa 0.5 metriä * 0. 5 metriä, keskimäärin 32 cm pituisina vuonna 2009. Kasvu mitataan ja lehtien määrä lasketaan säännöllisest ja taimien kuolleisuus merkitään kasvun mittauksen yhteydessä. Maa- sekä kasvinäytteitä kerätään mikrobien tutkimiseen. Myöskin haavan mykoritsadiversiteettiä selvitetään.

Tulokset ja tarkastelu

Eri haapakloonien kloonien kasvussa oli vaihtelua. Keskimääräinen kasvu oli suurempaa ulkoilmastossa kuin avoimessa kasvihuoneessa (Kuva 1). Öljy vaikutti vahvasti taimien kasvuun ja kuolleisuus oli kasvihuoneessa suurempi kuin ulkokokeessa. Kasvihuoneessa puolet taimista kuolivat öljyisessä maassa. Nämä tulokset ovat osittain yllättäviä, koska vaikka kasvu keskimääräisesti oli suurempaa kasvihuonessa, kuolleisuus oli siellä selvästi korkeampi. Sitä vastoin kontrollikokeessa, missä vastaava taimimateriaali kasvoi saastumattomassa, maassa kuolleisuus ei merkitsevästi eronnut sisä- ja ulkokokeen välillä (Kuva 2).



Kuva 2. Haapataimien selviytymisaste öljy- sekä kontrollimaassa sisällä kasvihuoneessa sekä ulkona.

Raskaan polttoöljyn hajoaminen ensimmäisenä vuonna oli suurinta ulkokokeessa, alueella johon oli istutettu haapoja (jäljellä 4420 ppm). Vastaava taso ilman haapoja oli 6020 ppm. Toiseksi suurinta öljyn hajoaminen oli sisäkokeessa haapojen kanssa (5660 ppm). Sisällä öljypitoisuus ilman haapoja oli 6850 ppm. Tulokset osoittavat että tiheään istutettu haapa edisti merkitsevästi öljyn hajoamista hiekkaisessa maassa jo ensimmäisen kasvukauden aikana. Tulokset viittaavat myös siihen että haapataimien selviytymisellä (määrällä) on yhteys puhdistumistehokkuuteen.

Kirjallisuus

[1] Kuiper, I., Lagendijk, E.L., Bloemberg, G.V., Lugtenberg, B.J. 2004. Rhizoremediation: a beneficial plant-microbe interaction. *Molecular Plant Microbe Interactions* 17: 6-15

[2] Hetemäki, L., Mery, G., Holopainen, M., Hyyppä, J. Vaario, L.-M. and Yrjälä, K. 2010. Implications of Technological Development to Forestry. In: Mery, G., Katila, P., Galloway, G., Alfaro, R., Kanninen, M., Lobovikov, M. and Varjo, J. (eds.) Forest and Society - Responding to Global Drivers of Change. *IUFRO World Series Vol. 25. Vienna*. p. 157-181

[3] Golan-Goldhirsh, A., Barazani, O., Nepovim, A., Soudek, P., Smrcek, S., Dufkova, L., Krenkova, S., Yrjala, K., Schroeder, P., Vanek, T. 2004. Plant Response to Heavy Metals and Organic Pollutants in Cell Culture and at Whole Plant Level. *Journal of Soils and Sediments* 4: 133-140

[4] Sipilä, T.P., Keskinen, A., Åkerman, M., Fortelius, C., Haahtela, K., Yrjälä, K. 2008. High aromatic ring-cleavage diversity in birch rhizosphere: PAH treatment-specific changes of I.E.3 group extradiol dioxygenases and 16S rRNA bacterial communities in soil. *The ISME journal* 2: 968-981

[5] Tervahauta, A., Fortelius, C., Tuomainen, M., Åkerman, M-L., Rantalainen, K., Sipilä, T., Koistinen, K., Kärenlampi, S. and Yrjälä, K. 2009. Effect of birch (Betula spp) and associated rhizoidal bacteria on the degradation of soil polyaromatic hydrocarbons. PAH-induced changes in birch proteome and bacterial community. *Environmental Pollution* 157: 341–346.
[6] Yrjälä, K., Keskinen, A-K., Åkerman, M-L., Fortelius, C. and Sipilä, P. 2010. The rhizosphere and PAH amendment mediate impacts on functional and structural bacterial diversity in sandy peat soil. *Environmental Pollution* 158: 1680-1688.
[7] Yrjälä, K., Hulkko, H., Nie, Y-Z. Sipilä, T. Pulkkinen, P. and Vaario, L-M. 2009. Effect of ectomycorrhizal fungi on aspen (Populus) salt stress tolerance. COST Action 859 – WG1 & WG2 Workshop and MC Meeting. Uptake, sequestration and detoxification – An integrated approach. April 16 - 17, 2009, Szeged, Hungary.
[8] Yrjälä, K, Mancano, G.,Fortelius, C, Åkerman, M-L, Sipilä, T.P. 2010. The incidence of Burkholderia in epiphytic and endophytic bacterial cenoses in hybrid aspen grown on sandy peat. *Boreal Environment Research* 15: 81-96.