# Pro Terra

No. 4/ 2000

# MAAPERÄTIETEET IHMISKUNNAN PALVELUKSESSA

## Maaperätieteiden päivien laajennetut abstraktit

Liisa Pietola (toim.)

# Pro Terra

No. 4/ 2000

## MAAPERÄTIETEET IHMISKUNNAN PALVELUKSESSA

## Maaperätieteiden päivien laajennetut abstraktit

Liisa Pietola (toim.)

Toimituskunta

Sessio I:

Marja-Liisa Räisänen (pj.), Pekka Tamminen, Markku Yli-Halla

Sessio II:

Robin Sen (pj.), Laura Alakukku, Teija Haavisto, Michael Starr

Sessio III:

Erkki Aura (pj.), Ilona Bärlund, Mikko Jauhiainen, Mika Nieminen

Sessio IV:

Pertti Martikainen (pj.), Pirkko Kortelainen, Asko Simojoki, Aino Smolander

Suomen Maaperätieteiden Seuran hallitus

Martti Esala (pj.), Kirsti Granlund, Ilari Lumme, Liisa Pietola

Marja-Liisa Räisänen, Robin Sen

SUOMEN MAAPERÄTIETEIDEN SEURA

HELSINGIN YLIOPISTO

SOVELTAVAN KEMIAN JA MIKROBIOLOGIAN LAITOS

Helsinki, 2000

Sivunumerot heittävät yhdellä.
Tarkista ja korjaa joskus.
Missä on sessio III?



## Sisällysluettelo s.

Martti Esala: Avaus……. 1
Winfried E. H. Blum: Challenges for soil science at the dawn of the new century…… 2

**Sessio I: Suomen maaperä**

*Esitelmät:*
Hannu Mannerkoski: Suomalaisen maannosluokituksen ja –nimistön kehittäminen..…... 6

Pekka Tamminen: Suomen kangasmetsien maaperä…….. 9

Michael Starr, Heli Lehtinen, Jouko Sippola ja Timo Tarvainen:
Maaperän seurantaohjelma Suomessa (*engl.*)……... 13

Sari Penttinen: Geofysiikan sovellutukset maaperätutkimuksessa ……16

Pekka Hänninen, Raimo Sutinen, Petri Lintinen ja Sirkka Lojander:
Suomen maaperän pintaosien laskennallinen vedenjohtavuus …….. 19

*Posterit:*
Leea Kuokkanen, Milja Vepsäläinen ja Maarit Niemi:
Kokoomanäytteen osanäytteiden määrä maaperätutkimuksessa…… 22

Petri Lintinen ja Heimo Savolainen:
Suomen maaperän luontaisen Cu-, Cr-, Ni- ja Zn-pitoisuuden ja saastuneen
maan puhdistustarpeen määrittelevien tavoitearvoehdotusten vertailu……. 25

Hannu Mannerkoski, Ilpo Pentinpuro ja Leena Finér: Kangasmetsämaan
maaperätunnusten alueellistaminen viidellä valuma-alueelle Kainuussa…….. 28

Tiina Nieminen, Liisa Ukonmaanaho ja William Shotyk: Raskasmetallien
(Cu, Ni, Zn, Pb) ja arseenin kertyminen turvesedimentteihin Cu-Ni- sulaton
lähiympäristössä……. 31

Arja Nykänen, Markku Yli-Halla ja Väinö Mäntylahti: Tarkennusta peltojemme
fosforinlannoitukseen !…….. 34

Marja Liisa Räisänen ja Suvi Tauriainen: Alumiinin ja raudan saostuminen
suomalaisissa podsoleissa…….. 37

Into Saarela ja Katariina Saarela: Sijoitetun fosforin liikkuminen maassa…… 40

Veli-Pekka Salonen, Vesa Kolu ja Timo Salmi: Turun maaperän raskasmetalli-
pitoisuuksista…….. 42

Michael Starr, Antti-Jussi Lindroos, Liisa Ukonmaanaho, Timo Tarvainen ja
Heikki Tanskanen: Metsämaan rapautuminen Itä-Suomessa (*engl.*)……..……. 45

Riina Turpeinen, Janne Salminen ja Timo Kairesalo: Lyijy ympäristöriskinä
ampumaradan maaperässä (*engl.*) …….. 48

**Sessio II - Maaperä ja biosfääri**

*Esitelmät:*

Sari Timonen: Juuret, mykorritsasienet ja bakteerit maaperän ravinteiden kierrätyksessä …… 51

Kirsi Makkonen: Juuret ja metsämaa: tutkimusmenetelmien teoriaa ja käytäntöä …….. 54

Liisa Pietola ja Risto Tanni: Juuret ja peltomaa: minirhitsotronit ja kasvudynamiikka … 57

Veikko Huhta, Mika Räty ja Riikka Ojala: Metsämaan fauna antropogeenisissä lehtimetsissä……... 60

Milja Vepsäläinen ja Maarit Niemi: Entsyymiaktiivisuudet Harjavallan ja Koverharin maaperässä …… 61

Aino Smolander, Laura Paavolainen, Veikko Kitunen ja Eino Mälkönen: Metsämaan typen transformaatiot metsänhoidon toimenpiteiden yhteydessä …….. 64

Ansa Palojärvi, Laura Alakukku, Esko Martikainen, Marina Niemi, Pekka Vanhala, Kirsten Jörgensen ja Martti Esala: Luonnonmukaisen ja tavanomaisen viljelyn vaikutus maan biologisiin, kemiallisiin ja fysikaalisiin ominaisuuksiin …….. 66

*Posterit:*

Katarina Björklöf ja Kirsten S. Jorgensen: Pseudomonas-bakteerin seuranta suomalaisessa metsämaassa käyttäen mer- ja luc- merkkigeenejä (*engl.*) …… 68

Kaarina Hänninen, Rauni Strömmer ja Satu Huttunen Punakoivun taimikasvatus: kilpailu maanpeitekasvien (apila) kanssa (*engl.*)…….. 70

Helena Kahiluoto ja Mauritz Vestberg Mykorritsan hyödyntäminen viljelyjärjestelmää säätelemällä (*engl.*)…… 72

Teija Koivula, Rainer Peltola, Mirja Salkinoja-Salonen ja Martin Romantschuk: Pyreenin hajoaminen männyn mykorritsosfäärissä…… 74

Jukka Kurola, Tuula Aarnio, Mirja Salkinoja-Salonen ja Martin Romantschuk Pyreenin hajotus nitrifioivassa öljyllä saastuneessa maassa (*engl.*)……76

Tarja Lehto, Pedro Aphalo ja Mikko Räisänen: Boorin liikkuvuus metsäpuissa……79

Mira Liiri, Heikki Setälä, Jari Haimi, Taina Pennanen ja Hannu Fritze: Onko biodiversiteetillä merkitystä maaperäekosysteemissä ? (*engl.*) ……80

Ulla Saarela, Jonna Perkiomäki, Martin Romantschuk, Hannu Fritze ja Kim Yrjälä: Aktinomykeettien diversiteetti tuhkalla ja kadmiumtuhkalla käsitellyssä havumetsän humuksessa……. 81

Kimmo Suominen, Veikko Kitunen ja Aino Smolander: Maaperän orgaanisen aineksen laatu koivikossa, kuusikossa ja männikössä (*engl.*)…… 84

**Sessio III - Maaperä ja vesi**

*Esitelmät:*

Pertti Vakkilainen: Riittääkö ruoka, riittääkö vesi …… ……... 87

Ilona Bärlund, Seppo Rekolainen ja Kirsti Granlund: Simulointimallin käyttö ilmastomuutoksen vaikutusten arvioinnissa maan vesi- ja ravinnetalouteen……. 89

Maija Paasonen-Kivekäs, Tuomo Karvonen, Harri Koivusalo ja Pertti Vakkilainen: Ravinteiden huuhtoutuminen salaojitetussa savimaassa ……92

Sirpa Piirainen, Leena Finér, Hannu Mannerkoski ja Michael Starr: Avohakkuun vaikutukset hiilen ja typen huuhtoutumiseen (*engl.*)…… 95

Heljä-Sisko Helmisaari: Harjumaaperä tekopohjaveden suodattimena ……. 98

*Posterit:*

Ilona Bärlund ja Sirkka Tattari: USLE-yhtälön käyttö pohjoisissa oloissa ……..101

Juha Heiskanen ja Kari Mäkitalo: Maan vedenpidätyskyky eroaa mänty- ja kuusivaltaisilla kasvupaikoilla Lapissa (engl.)…….. 103

Helvi Heinonen-Tanski, Arja Hirvonen ja Katja Tanni: Ilmastus ja jätekipsi voivat alentaa lietelannan fosforikuormaa vesiin……106

Timo Kareinen ja Hannu Ilvesniemi: Kangasmetsien vesivirtojen mallintaminen……108

Riitta Lemola ja Eila Turtola: Italian raiheinä aluskasvina vähentää typen huuhtoutumista ohran viljelyssä……. 111

Mika Nieminen: Päätehakkuun ja maanmuokkauksen vaikutus valumaveden laatuun vanhoilla ojitusalueilla……114

Anneli Partala ja Eila Turtola: Fosforin ja typen huuhtoutuminen biomassa- ja rehunurmesta…….. 116

Katri Rankinen, Ahti Lepistö, Kirsti Granlund ja Martin Forsius: Alueellisen typpimallin sovellus Simojoen vesistöalueelle…… 118

Michael Starr: Metsämaan vesitaseen mallinnus (*engl.*)…… 120

Jaana Uusi-Kämppä ja Helvi Heinonen-Tanski: Ulostemikrobit jaloittelualueen ja ulkotarhan valumavesissä…… 123

**Sessio IV - Maaperä ja ilmakehä**

*Esitelmät:*

Pertti Martikainen: Orgaaniset maat kasvihuonekaasujen nieluina ja lähteinä…….. 126

Marja Maljanen, Pertti Martikainen ja Jouko Silvola: $CO_2$ virrat ja hiilitase ohraa tai nurmea kasvavalla maatalousmaalla (*engl.*)…… 129

Jari Huttunen, Jukka Alm, Sari Juutinen, Jouko Silvola ja Pertti Martikainen: Boreaalisen maatalousmaiseman kasvihuonekaasuvirrat (*engl.*)…… 131

Sini Niinistö, Seppo Kellomäki ja Jouko Silvola: Ilman lämpötilan ja hiilidioksidipitoisuuden kohottamisen vaikutus $CO_2$-vuohon metsämaasta ……134

Riikka Niemi, Pertti Martikainen, Jouko Silvola, Satu Turtola, Anu Wulff, Jarmo Holopainen ja Toini Holopainen: UV-säteilyn vaikutukset suokasvillisuuteen ja suon hiilidynamiikkaan……137

*Posterit:*
Anne Kasurinen, Jarmo Holopainen, Elina Vapaavuori ja Toini Holopainen: Hiilidioksidille ja otsonille altistettujen rauduskoivujen ritsosfäärin $CO_2$ –vuo (*engl.*)…. 139

Hannu Koponen ja Pertti Martikainen: Dityppioksidiemissiot neljästä erityyppisestä peltomaasta jäätymis-sulamissyklin aikana…… 140

Mika Kähkönen, Christoph Wittman, Hannu Ilvesniemi, Carl Johan Westman ja Mirja Salkinoja-Salonen: Metaanihapetuksen vuodenaikais- ja syvyysvaihtelu suomalaisessa metsämaassa…… 143

Anu Liikanen, Eeva Ratilainen, Heikki Aaltonen, Jukka Alm, Jouko Silvola ja Pertti Martikainen: Kohonneen hiilidioksidipitoisuuden ja typen vaikutus rantasedimentin metaani - ja dityppioksidivirtoihin……146

Annalea Lohila, Mika Aurela, Tuomas Laurila: Ohraa, nurmea ja perunaa kasvavien turve-, savi- ja hietapeltojen hiilidioksiditase (*engl.*)……...148

Marja Maljanen, Pertti Martikainen ja Jyrki Hytönen: $N_20$, $CH_4$ ja $CO_2$ -virrat metsitetyistä orgaanisista maatalousmaista……. 151

Pasi Mattila: Levitystekniikan vaikutus ammoniakin haihtumiseen sian lietelannasta kevätvehnäpellossa……. 152

Jukka Pumpanen, Pertti Hari ja Hannu Ilvesniemi: Maan $CO_2$ –pitoisuuden ja $CO_2$-vuon vuodenaikaisvaihtelu (*engl.*)…….. 155

Jukka Pumpanen, Hannu Ilvesniemi, Petri Keronen, Ari Nissinen, Toivo Pohja, Timo Vesala ja Pertti Hari: Uudentyyppinen läpivirtauskyvetti maan $CO_2$-vuon mittaukseen (*engl.*) …….157

Anne Saari, Aino Smolander ja Pertti Martikainen: Avohakkuun vaikutus typpilannoitetun ja kalkitun metsämaan metaanin hapetukseen (*engl.*)……..160

Tervetuloa ensimmäisille Maaperätieteiden päiville,

Suomen Maaperätieteiden Seura perustettiin vajaa vuosi sitten Kansainvälisen Maaperätieteiden Seuran Suomen osaston työn jatkajaksi. Sen yhdeksi keskeiseksi tavoitteeksi asetettiin maamme maaperätutkijoiden ja alasta kiinnostuneiden tahojen yhteistyön lisääminen. Tavoitteeksi asetettiin myös maaperätieteiden päivien järjestäminen alan säännölliseksi valtakunnalliseksi katsaukseksi.

Näiden ensimmäisten Maaperätieteiden päivien tavoitteeksi olemme asettaneet koota alalla toimivat asiantuntijat yhteen kertomaan toisilleen työstään ja tutustumaan toisiinsa. Päivien teema ”Maaperätieteet ihmiskunnan palveluksessa” jäljittelee vuonna 1998 Ranskan Montpellierissä pidetyn 16. Maaperätieteen maailmankongressin teemaa Man – Soil. Teemalla haluamme tuoda esille maaperän ja sen tutkimisen merkitystä ihmiskunnan kannalta keskeisten tekijöiden, terveellisen ravinnon ja hyvän elinympäristön, ylläpitämiseksi tällä planeetalla, joka jatkuvasti kohtaa uusia haasteita kasvavan ihmiskunnan elättämisessä ja sen moninaisten tarpeiden tyydyttämisessä.

Tämä maaperätieteiden esiinmarssi on muutenkin seurausta tuossa Montpellierin kongressissa tehdyistä ratkaisuista. Siellä päätettiin muuttaa Kansainvälisen Maaperätieteiden Seuran organisaatiota siten, että entisen suoran yksilöjäsenyyden sijasta olemme IUSS:n jäseniä kansallisten seurojen kautta. Muutoksella haluttiin aktivoida kansallisten seurojen toimintaa ja saada kaikki noin 7000 maailman maaperätutkijaa kattavammin alan kansainväliseen yhteisöön. Me täällä Suomessa halusimme ottaa muutoksesta täyden hyödyn irti ja voimme sanoa onnistuneemme. Vajaan vuoden aikana olemme kasvattaneet seuramme jäsenmäärää 60:stä noin 170:een. Siitä olemme kiitollisia niin vanhoille kuin uusille jäsenillemme.

Me päivien järjestäjät olimme hiukan epävarmoja siitä, kuinka hankkeemme otettaisiin vastaan. Tässäkin yllätyimme hyvästä vastaanotosta. Ylitimme osanotossa suurimmatkin unelmamme, sillä päiville ilmoittautuneita on tätä kirjoitettaessa yli 130. Erityisen iloinen olen siitä, että päivien osanotto kattaa laajasti ne tahot, joilla alan työtä tehdään maassamme. Toivomme, että voimme tarjota meille kaikille antoisat päivät noin 60 esityksen parissa.

Päivät järjestetään yhteistyössä Helsingin yliopiston Soveltavan kemian ja mikrobiologian laitoksen kanssa. Käytännön järjestelystä on vastannut Suomen Maaperätieteiden Seuran hallitus. Sessioiden ohjelman ovat koonneet kutakin sessiota varten valitut työryhmät. Voin lausua kaikille järjestelyihin osallistuneille parhaat kiitokset erinomaisesti suoritetusta työstä päivien onnistumiseksi.

Viimeisimpänä, arvokkaimmalla paikalla, haluan lausua kiitokseni Kansainvälisen Maaperätieteiden Seuran pääsihteerille professori Blumille siitä, että olette saapunut avaamaan päivämme esitelmällä ”Maaperätieteiden haasteet uuden vuosisadan sarastaessa”. Arvostamme kovasti panostanne. Se antaa parhaan mahdollisen alkupotkun varmasti perinteeksi muodostuville päivillemme.

Olkaa kaikki tervetulleita näille päiville oppimaan uutta ja viihtymään.

Martti Esala
Suomen Maaperätieteiden Seuran puheenjohtaja

# Challenges for soil science at the dawn of the 21st century

Winfried E.H. Blum
Secretariat-General of the International Union of Soil Sciences
Institute of Soil Research, University of Agricultural Sciences,
Vienna, Austria

## Introduction

Within the last three decades, the lifetime of humans could be raised from 42 to 62 years on the world average. In view of the fact that in the hundreds of thousands of years before, lifetime could only reach about 40 years, the increase of 20 years during the last three decades can be considered as one of the most outstanding achievements of science, especially of medical sciences, but also natural sciences, such as biology, chemistry, hydrology, geology, agricultural sciences, nutritional sciences, environmental sciences in general, and especially soil science.

In this context, the role of soil in the functioning of ecosystems is a key issue in two aspects:
In a positive sense, because soil influences the lifetime of humans through adequate nutrition, including clean water, clean air, and the maintenance of biodiversity, but also in a negative sense, in the case of contamination and pollution of the soil and the food chain, of drinking water resources and of the space in which we live, including other biota.

Today, and in at least the next two or three decades, the prolongation of the lifetime of humans is and will be one of the most important desires or **the** most important desire of human societies, because we all want to enjoy our acquired social and economic wealth, as long as possible. This means that this desire is one of the most important driving forces for further research and development, also regarding the role of soils in terrestrial and aquatic ecosystems. This hypothesis can be supported by two examples:

Many life insurance companies are calculating their risk on the basis of local or regional environmental conditions for human life, including food, water, air and space for living, conditions, which are to a great extent governed by soil conditions.

In the forthcoming round of international negotiations on the General Agreement on Tariffs and Trade (GATT) especially on agricultural commodities, prepared by the World Trade Organization (WTO), the role of soil in agricultural production will become a prominent issue, due to its important functions, not only in relation to production, but also to other environmental, social and economic benefits.

Both given examples are of a quite complex nature, which indicates that we should focus on the complex functioning of soil within ecological, social and economic systems (Blum 1999a). Soil does not only serve for agriculture and forestry, but also for filtering, buffering and transformation activities between the atmosphere and the ground water, protecting the food chain and the drinking water against pollution and maintaining biodiversity. Moreover, soil is the most important gene reserve on the globe, containing more biota in species diversity and quantity than all other aboveground biota. These three ecological functions are in constant competition with the use of soils for the development of technical infrastructures, such as the establishment of industrial premises, houses, transport ways, dumping of refuse and others, for which we dig out of the soil raw materials, such as clay, sand, gravel and others.

Finally, soil is a memory, and therefore a geogenic and cultural heritage, concealing and protecting paleontological and archaeological treasures for the understanding of our own history and that of the earth (Blum 1998a, b).

Looking into the complexity of this system and the interaction between the different soil uses, the complexity of problems becomes evident (Blum 1998c). But how to cope with complex issues in view of the still increasing specialisation in scientific education, training and research? Who bridges the gap between complexity and specialization? How can soil science develop in order to address complex issues? What are the challenges of soil science in view of the use of soils by human societies and the fact that soils are serving human societies in very different ways.

**Four challenges for soil science**

Challenges for soil science can be classified in four different categories:

- the understanding of soil in space and time;
- the understanding of soil properties and processes;
- the understanding of soil use and management and its benefits to human societies, and finally
- societal and environmental issues of soils, which are becoming more and more important on a local, regional and global level.

In view of these challenges, the International Union of Soil Sciences is developing a new scientific structure, enabling soil scientists to reach new horizons and to meet the challenges of the future (IUSS 1999).

In the following, four main challenges for soil science will be discussed on the basis of this new approach.

**Soil in space and time**

Each natural science dealing with concrete bodies, which can be grasped by hands or seen by the eyes starts by investigating the outer appearance of its research object, in this case soil morphology. We are still far from understanding soil morphology and its specific characteristics in time and space, leading to a distinct geographical distribution of soils and finally to a classification of this system. The understanding of the geographical distribution of soil covers and the subsequent development of soil classification is a continuing challenge, which fortunately becomes more and more visible through the World Reference Base of Soil Resources (WRB), through which we define our object of scientific research on a global level. In the future, new efforts will be necessary in order to develop and to improve this system. In this context, paleopedology is of great importance.

**Understanding of soil properties and processes**

Based on methodologies, which were developed by basic natural sciences, such as physics, chemistry, biology, mineralogy, as well as by mathematics and statistics, soil physics, soil chemistry, soil biology, soil mineralogy, and pedology could develop, as well as pedometrics and geostatistics. It would be going too far to discuss in detail challenges for each of these specific disciplines within basic soil sciences, but it can be said that we need far more co-operation with the basic natural sciences in order to develop our methodological approaches.

For this, our membership in the International Council for Science (ICSU) provides excellent opportunities.

**Challenges in soil use and management**

In the field of soil fertility and plant nutrition, the understanding of rhizosphere processes is one of the most important issues, because they are the key for understanding plant-soil relationships, for improving plant growth and for maintaining or improving soil fertility. In view of the new biotechnological and gene technological developments, new challenges will arise. Another challenge will be to substitute rock phosphates within three decades, because these will then no longer be available, and we have to look now for other P-sources, e.g. through P-recycling.

In the field of soil and water conservation, the competition between agricultural land use and ground water protection has to be controlled. Farmers are producing on top of their soil biomass and at the same time ground water underneath, because each drop of rain falling on their land has to pass their soil before it becomes ground water. Therefore fertilizers, pesticides and other inputs for the improvement of soil fertility and plant growth must be carefully dosed. In this context, soil evaluation is very important looking into new developments, e.g. the use of genetically modified plants and the question of gene transfer within the soil. Other problems will arise in relation to new soil technology, e.g. causing deep reaching compactions.

In the field of use of non-agricultural soils, especially by forestry, soil protection becomes increasingly important, due to soil acidification, and the subsequent mobility of Al and heavy metals. Forests are filtering out of the atmosphere gas, dust and aerosols, thus endangering soils by increased deposition.

**Challenges in societal and environmental issues of soils**

Our traditional way to look on soils as agricultural or forest production substrates has greatly changed due to new environmental concepts and insights (Blum 1997). Soils are playing an important role in international conventions, such as the Framework Convention on Climate Change, 1992 (FCCC), because soils store three times more organic carbon than the above ground biomass and two times more than the atmosphere. They have therefore very important functions in global change as a sink and source of $CO_2$. The Kyoto Protocol, 1997, and other legal framework developments indicate new challenges for soil science in international co-operation with other sciences.

The Convention on Biological Diversity, 1992 (CBD) has also a very important soil component because soil biota are by far more important in number of species and quantity than those above the ground. They are highly endangered by physical and chemical soil degradation. - A further UN Convention to Combat Desertification, 1992 (CCD) challenges soil science through its responsibility to find ways against soil degradation in arid, semi-arid, and dry semi-humid areas. - Altogether, new international environmental legal instruments are challenging soil science by enforcing new ways of co-operation with other sciences, in order to maintain soil quality and to promote soil protection.

Another issue is soil and human health. There exist many relations between soil and human and environmental toxicology, especially in the sphere of soil biology, physics and chemistry, which are not well understood, but very important for the wellbeing of human societies. Also food security and soil science, especially in the fields of sustainable food availability and accessibility, are important future targets.

In a general approach to soil and the environment, new ideas and concepts are needed in order to introduce soil scientific issues into research for environmental protection and sustainable land use. This is also true for the complex relation between soils and climate change. - Finally, soil science should promote the teaching of soil issues at the primary and secondary school level, in order to raise awareness about soils and interest for soil scientific research. In this context, more knowledge about the history of soil science could help to improve our integration into the scientific community and our acceptance by the public.

**Conclusions and outlook**

The future development of soil science will only be possible through more basic research, but if we look into the actual reality of research funding, we see a rapid decline on a world wide level. Governments everywhere are reducing considerably their research funds, with very few exceptions. What is behind this development? An analysis of the causes reveals that we as scientists are not able to translate our research findings into comprehensible scenarios, in order to convince the public, including politicians and decision makers about the importance of our science for social and economic development. Therefore, in contrast to some decades ago, we must show proactively, what we can contribute to the solution of societal problems, and specifically what the contribution of soil science research might be. Moreover, we should not forget that problem oriented political discussions take place to an increasing extent on television, which means we have to deliver our results in a language and with a vocabulary which can be understood by the broad public. There exist many possibilities to improve the actual situation, e.g. by developing indicators for different soil uses and for soil protection (Blum 1999b).

**References:**

Blum W.E.H.: Basic Concepts: Degradation, Resilience and Rehabilitation, in: Lal R., W.E.H. Blum, C. Valentin and B.A. Stewart (Eds.): Methods for Assessment of Soil Degradation, 1-16, CRC Press, Boca Raton 1997.

Blum, W.E.H: Agriculture in a sustainable environment - a holistic approach.-Int. Agrophysics, 12, 13-24, 1998 a.

Blum, W.E.H.: Sustainability and Land Use. In: D´Souza G.E. and T. G. Gebremedhin (Eds.): Sustainability in Agricultural and Rural Development, 171-191, Ashgate, Aldershot UK, Brookfield USA, Singapore, Sydney, 1998 b.

Blum, W.E.H.: Soil Degradation Caused by Industrialization and Urbanization. In: Blume H.-P., H. Eger, E. Fleischhauer, A. Hebel, C. Reij, K.G. Steiner (Eds.): Towards Sustainable Land Use, Vol. I, 755-766, Advances in Geoecology 31, Catena Verlag, Reiskirchen 1998 c.

Blum W.E.H.: "Sustainable Land Management in the Tropics in Relation to Environmental and Socio-Economic Soil Function", in M. Vikram Reddy (Ed.): "Management of Tropical Agroecosystems and the Beneficial Soil Biota", pp 83 - 99. Science Publishers, Inc. Enfield, NH, USA 1999 a.

Blum W.E.H.: Agri-Environmental Indicators for Sustainable Land Management – in: 70 Years Georgian State Agrarian University, pp. 18 – 27, Tbilisi, Georgia, 1999 b.

IUSS: New Scientific Structure for IUSS. – Bulletin of the International Union of Soil Sciences, 96, 5-11, 1999.

# Suomalaisen maannosluokituksen ja –nimistön kehittäminen

*Development of the Finnish soil classification*

Hannu Mannerkoski
Joensuun yliopisto, metsätieteellinen tiedekunta, PL111, 80101 Joensuu

## Johdanto

Suomessa metsämaiden maannoksia on luokiteltu perinteistä pohjoismaista luokitusta käyttäen. Se pohjautuu keskieurooppalaiseen pedogeneettiseen maannosten jakoon ja sitä on kehitetty erityisesti Ruotsissa. Olof Tamm kuvasi Pohjois-Ruotsissa esiintyvät maannokset omia tutkimuksiaan varten Frosteruksen (1914) vuosisadan alussa Suomessa esittämältä pohjalta ja kehitti niiden perusteella luokituksen (Tamm 1940), jota Ruotsissa on käytetty tähän päivään asti (Troedson ja Nykvist 1980, Lundmark 1986). Siinä erotetaan podsolit (jäkälä-, rauta-, rautahumus- ja humuspodsoli), harmaansininen suomaannos, ruskomaat (pysyvä r. ja muuttuva r.), valeruskomaat ja happamat suolamaat. Lisäksi erotetaan turvemaat ja kalliomaat ja humuskarbonaattimaa (rendzina), jota ei Suomessa esiinny. Meillä ei yleisesti ole turvemaita käsitelty maannostyyppinä eikä myöskään kalliomaita. Ruotsissa on myös kartoitettu podsoleita huuhtoutumiskerroksen paksuuden mukaan (ks. Lundmark 1986). Suomessa Aaltonen on aikanaan tutkinut myös podsolimaannoksia runsaasti (Aaltonen 1935, 1939, 1941) pyrkien erottelemaan erilaisia podsoloitumisalueita Suomessa (Aaltonen 1940). Varsinaisesti luokitusnimistöä ei Aaltonen kehittänyt ja Suomessa onkin käytetty käytännössä edellä esitettyä pohjoismaista luokitusta. Luokitus on kuitenkin aika karkea eikä maannostyyppien (podsolityyppien) ja metsien tuotoskyvyn välillä ole juuri yhteyttä pystytty löytämään. Oman vaikeutensa maannosten tutkimiseen tuo Suomessa laajalti usean sadan vuoden ajan käytetty kaskiviljely, jonka yhteydessä pintamaata on myös sekoitettu.

Meillä maannosluokitusta ei käytännössä juuri käytetä, osin siksi ettei sille ainakaan metsätaloudessa ole nähty mitään tarvetta, osin siksi että sen käyttö on suhteellisen työlästä. Käytännössä meillä maita luokitellaan vain maalajin mukaan ja myös maaperäkartoitus on perustunut vain maalajeihin. Kansainvälisiä tarpeita varten on Suomen maannoksia viime aikoina pyritty luokittelemaan myös kansainvälisten luokitusten mukaan (Rasmussen ym. 1991, Sippola ja Yli-Halla 1999). Myös maatutkimusten tulosten julkaiseminen kansainvälisissä julkaisusarjoissa edellyttää kansainvälisten luokitusten hyväksikäyttöä. Tätä edistämään on hiljattain laadittu opaskirja (Mokma ja Yli-Halla 2000).

## Kansainväliset luokitukset

Kansainvälisissä luokituksissa (FAO, Soil Taxonomy) maannoksien luokittelu perustuu enemmän ominaisuuksiin kuin kehitysprosesseihin (FAO 1988, World ...1998, Soil Survey Staff 1998, 1999). Soil Taxonomy (ST) jakaa maannokset nykyisin 12 luokkaan (order), jotka jakautuvat alaluokkiin (suborder) lähinnä maan vesitalousolojen, lämpöolojen ja lähtöaineksen mukaisesti, nämä taas jaetaan suuriin ryhmiin (great group), jolla tasolla luokittelu perustuu edellä esitettyjen ominaisuuksien lisäksi usein myös kemiallisiin ja fysikaalisiin ominaisuuksiin. Suuret ryhmät jaetaan alaryhmiin (subgroup), jolle tasolle varsinaiset määrityskaavat loppuvat (Soil Survey Staff 1998, Mokma ja Yli-Halla 2000).

FAOn luokittelu (FAO 1988), jonka uusinta versiota kutsutaan nimellä World reference base for soil resources (WRB) (World...1998) ja jota laatimassa on ollut myös ISSS (nykyisin IUSS), perustuu pääosin samoihin mitattaviin ja kuvattaviin tunnuksiin kuin ST, mutta siihen on maiden pääryhmiksi otettu useita alueellisia tyyppejä ja myös vanhoja tunnettuja maannosnimityksiä. Se sisältää 30 päätyyppiä (soil group) ja siinä on lueteltu ensisijaiset toisen tason luokat (lower-level units) ja määritelty käytettävät erottelutunnukset. Nämä luokat voidaan jakaa edelleen käyttäen heikompana ilmenevää erottelutunnusta. Tarkoituksena on myös, että kansallisissa luokituksissa voidaan käyttää tarpeen mukaan vielä hienojakoisempia luokkia omien tarpeiden mukaan.

Kansainvälisten luokitusten maannostunnusten määritelmät on alun perin tehty pääosin Yhdysvaltojen olosuhteiden mukaan. Lisäksi perusteena ovat vain mitatut tunnukset eikä maannostumisprosessin laatua oteta varsinaisesti huomioon. Näin monet Suomessa podsoleiksi luokitellut maat eivät niiden mukaan kuulu tähän maannokseen (Spodosols). STssa on podsolin tunnusmerkkejä kyllä kehitetty siihen suuntaan, että useammat podsoloituvat maat tulisivat mukaan myös kylmemmän ilmaston alueilla.

**Kehittämistarve Suomessa**

Suomessa pitäisi maannoskäsitettä laajentaa koskemaan kaikkia maita ja selvittää mitä kansainvälisten luokitusten mukaisia maannoksia meillä esiintyy ja miten ne suhtautuvat perinteisiin käytännön luokituksiin. Tätä työtä on kyllä jo aloitettukin Maatalouden tutkimuskeskuksessa (Sippola ja Yli-Halla 1999, Yli-Halla ja Mokma 1999). Tähän asti se on koskenut pääosin peltomaita. Erityisesti pitäisi samat profiilit luokitella molemmilla kansainvälisillä luokituksilla kotimaisen ohella, jotta niiden yhteys selviäisi meikäläisissä olosuhteissa. Monet maannosprofiilien ominaisuuksiin liittyvät luokittelurajat eivät ehkä ole parhaita meikäläisissä oloissa, mutta kansainvälisen vertailun mahdollistamiseksi niitä on käytettävä pääluokittelussa, mutta se ei estä käyttämästä tarpeen tullen kansallisia lisätunnuksia.

Esimerkiksi maakerroksen paksuus olisi metsätalouden kannalta hyvin tärkeä tunnus, jota meillä ei ole metsämaiden luokittelussa ollenkaan käytetty, vaikka sen käyttö olisi kyllä hyvin perusteltua. ST käyttää kallion läheisyyttä alaryhmätasolla (lithic – kallio < 50 cm syvyydessä) ja WRB jo päätyyppitasolla (Leptosols – kallio < 25 cm syvyydessä), jonka lisäksi käytetään seuraavilla tasoilla tunnusta myös lithic tunnusta (kallio < 10 cm syvyydessä) ja myös Leptosolin yhteydessä. Maannosluokituksen tavoitteena pitäisikin olla maan ominaisuuksien kuvaaminen sen käyttökelpoisuutta ajatellen. Turvemaat (Histosols) pitäisi myös selvästi lukea maannoksiksi. Erityisesti nuoret tai muuten kehittymättömät maannokset, joissa ei näy mitään eriytyneitä kerroksia tai ne ovat hyvin heikkoja (ST: Entisols, Inceptisols, WRB: Arenosols, Regosols), pitäisi erottaa omiksi luokikseen meilläkin. Pohjavesivaikutuksen esilletuominen olisi myös tärkeää, vaikka ei vielä olisikaan kysymys varsinaisesta gleimaasta (WRB: Gleysols). Tämä voi tulla STssa esille jo alaluokkatasolla (aqu-) tai heikompana esiintyessään myöhemmin (aquic). WRB käyttää liian veden esiintymistä jo päätyyppitasolla (Gleysols) ja myöhemmillä tasoilla myös (gleyic, stagnic).

Kansainvälisten luokitusten käyttö voi rajoittua vain tutkimuksen piiriin, jolloin voidaan käyttää kansainvälisiä nimityksiä. Toisaalta on edellä kuvattu tarpeita kehittää suomalaista luokitusta kansainvälisten suuntaviivojen suuntaan myös käytännön kannalta. Tämä edellyttäisi uusien suomenkielisten maannosnimitysten luomista, koska käytännön toiminnassa ei ole syytä käyttää kansainvälisiä nimityksiä. Tämä voisi pääosin lähteä kansainvälisten nimitysten kääntämisestä ottaen erityisesti huomioon suomalaiset olosuhteet.

**Käännösehdotuksia**

Esimerkiksi STn käyttämät nimitykset luokkatasolla voisivat olla suomeksi:
Alfisol – savimaannos, Andisol – lasimaannos, Aridisol – aavikkomaannos, Entisol – alkumaannos, Gelisol – routamaannos, Histosol – turvemaannos, Inceptisol – heikkomaannos, Mollisol – multamaannos, Oxisol – rautamaannos, Spodosol – podsolimaannos, Ultisol – hapansavimaannos, Vertisol – kumpusavimaannos. Muita STn käsitteitä rajattuna Suomen oloihin (Mokma ja Yli-Halla 2000) ovat epipedon (pintamaa) (histic – turve-, mollic – multa-, ochric – kelta-) ja diagnostic horizon (tunnuskerros) (albic – valko-, cambic – muutos-, spodic – rikastumis-, sulfuric – rikki-).

WRBn päätyyppinimet voisivat olla: Histosol – turvemaannos, Cryosol – routamaannos, Anthrosol – keinomaannos, Leptosol – kalliomaannos, Vertisol – kumpusavimaannos, Fluvisol – jokimaannos, Solonchaks – suolamaannos, Gleysol – gleimaannos, pohjavesimaannos, Andosol – lasimaannos, Podzol – podsolimaannos, Plinthosol – anturamaannos, kovettumamaannos, Ferralsol – rauta-alumaannos, Solonetz – natromaannos, alkalimaannos, Planosol – pintavesimaannos, Chernozem – mustamultamaannos, Kastanozem – kastanjamultamaannos, Phaeozem – harmaamultamaannos, Gypsisol – kipsimaannos, Durisol – kovamaannos, Calcisol – kalkkimaannos, Albeluvisol – valkosavimaannos, valkohuuhdemaannos, Alisol – alusavimaannos, Nitisol – hohtosavimaannos, Acrisol – hapansavimaannos, Luvisol – savirikastemaannos, Lixisol – rapaumasavimaannos, Umbrisol – hapanmultamaannos, Cambisol – muutosmaannos, Arenosol – hiekkamaannos, Regosol – peitemaannos, heikkomaannos.

## Kirjallisuus


Aaltonen, V. T. 1935. Zur Stratigraphie des Podsolprofils, besonders vom Standpunkt der Bodenfruchtbarkeit I. Selostus: Valaisua podsolimaan kerrallisuuteen, silmälläpitäen varsinkin maan viljavuutta I. Comm. Inst. For. Fenn. 20.6. 150 s.

Aaltonen, V. T. 1939. Zur Stratigraphie des Podsolprofils, besonders vom Standpunkt der Bodenfruchtbarkeit II. Selostus: Valaisua podsolimaan kerrallisuuteen, silmälläpitäen varsinkin maan viljavuutta II. Comm. Inst. For. Fenn. 27.4. 133 s.

Aaltonen, V. T. 1940. Metsämaa. WSOY, Porvoo-Helsinki. 615 s.

Aaltonen, V. T. 1941. Zur Stratigraphie des Podsolprofils, besonders vom Standpunkt der Bodenfruchtbarkeit III. Selostus: Valaisua podsolimaan kerrallisuuteen, silmälläpitäen varsinkin maan viljavuutta III. Comm. Inst. For. Fenn. 29.7. 47 s.

FAO, 1988. FAO/Unesco Soil Map of the World, Revised Legend. ISRIC,Wageningen.138 s.

Frosterus, B. 1914. Versuch einer Einteilung der Böden des finnländischen Moränengebietes. Geolog. Komm. I Finland, Geotekn. Meddel. 14.

Lundmark, J.-E. 1986. Skogsmarkens ekologi. Ståndortsanpassat skogsbruk. Del 1 – Grunder. Skogsstyrelsen, Jönköping. 158 s.

Mokma, D. L. & Yli-Halla, M. 2000. Keys to Soil Taxonomy for Finland. United States Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service.31 s.

Rasmussen, K., Sippola, J., Urvas, L., Låg, J., Troedsson, T. & Wiberg, M. 1991. Soil map of Denmark, Finland, Norway and Sweden, scale 1:2 000 000. Landbruksforlaget, Oslo.16 s+kart.

Sippola, J. & Yli-Halla M. 1999. Status of soil mapping in Finland. European Soil Bureau, Research Report 6, 57-62.

Soil Survey Staff 1998. Keys to Soil Taxonomy. 8. ed. United States Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service. 327 s.

Soil Survey Staff 1999. Soil Taxonomy. A basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys. 2. ed. United States Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service. Agriculture Handbook 436. 870 s.

Tamm, O. 1940. Den nordsvenska skogsmarken. Norrlands skogsvårsförbund, Stockholm. 284 s.

Troedsson , T. & Nykvist, N. 1980. Marklära och markvård. Almqvist & Wiksell, Uppsala. 403 s.
World reference base for soil resources. 1998. FAO, World Soil Resources Reports 84.

Yli-Halla, M. Ja Mokma, D. L. 1999. Classification of soils of Finland according to soil Taxonomy. Soil survey horizons 40 (2), 59-69.

# Suomen kangasmetsien maaperä

*Upland forest soils in Finland*

Pekka Tamminen
Metsäntutkimuslaitos, PL 18, 01301 Vantaa:

## Aineisto

Vuosina 1986-89 ja 1995 kerättiin maanäytteitä yhteensä 488 valtakunnan metsien inventoinnin pysyvältä koealalta orgaanisesta kerroksesta ja kivennäismaakerroksista 0-5, 5-20, 20-40 cm ja vuosina 1986-89 kerroksesta 60-70 cm.

Aineiston yleisin kasvupaikkatyyppi oli tuore kangas (MT) ja harvinaisin karukkokangas eli jäkälätyyppi, ja yleisimmät keskiraekoot olivat hieno hiekka (44 %) ja karkea hieta (32 %). Yleisimmät maalajit olivat hieno hiekkamoreeni ja karkea hietamoreeni. Keskiraekoko selitti heikosti kasvupaikkatyyppiä (1).

## Happamuus

Orgaanisen kerroksen happamuus näyttää keskimäärin kasvavan etelästä pohjoiseen ja idästä länteen (kuva 1a). Orgaanisen kerroksen pH liittyy läheisesti viljavuuteen. Kivennäismaan (5-20 cm) happamuus näyttää kasvavan pohjoisesta etelään ja samoin kuin orgaanisessa kerroksessa idästä länteen (kuva 1b). Emäskyllästysaste on kuitenkin keskimäärin suurempi Etelä- kuin Pohjois-Suomessa sekä orgaanisessa että kivennäismaassa.

*Kuva puuttuu*

Kuva 1. Vesilietoksen pH a) humuskerroksessa ja b) kivennäismaakerroksessa 5-20 cm.

## Ravinteisuus

Maaperän ominaisuuksien ja kasvupaikan tuotoskyvyn väliset riippuvuudet ovat löyhiä. Maaperän ominaisuuksilla on pystytty selittämään enintään 60 % tuotoskyvyn vaihtelusta (2). Suomessa ei ole havaittu yhteyttä puuston terveydentilan tai yleisen elinvoiman ja maaperän ominaisuuksien välillä ääreviä poikkeustapauksia lukuunottamatta.

Suomessa on todettu, että parhaita ravinnetunnuksia kangasmailla ovat orgaanisen kerroksen ja kivennäismaan pintaosan typpipitoisuudet ja kivennäismaan kalsiummäärä (2-7). Vuosina 1986-95 kerätyn aineistoston ravinnetunnuksista käyttäytyivät johdonmukaisimmin kasvupaikkatyypin (1 = lehto,..., 6 = ClT) suhteen, ts. kuvasivat viljavuutta, orgaanisen kerroksen kokonaistyppi-, magnesium- ja rikkipitoisuudet sekä kivennäismaakerroksen 0-5 cm kokonaistyppi- ja $BaCl_2$:lla uuttuvien magnesiumin ja kalsiumin pitoisuudet.

Tärkeimmän ravinteen, typen, pitoisuudet ja määrät ovat kangasmailla alhaisia. Kun Suomessa orgaanisen kerroksen C/N-suhde on keskimäärin 37, on se Saksassa 24 (8, 9). Saksalaisen katsauksen (9) mukaan typestä on puutetta, kun C/N -suhde ylittää 20. Meillä vain seitsemällä näytealalla C/N oli alle 20, jota on pidetty myös ylärajana nitraatin muodostumiselle eli nitrifikaatiolle. Suomesta kootut aineistot tukevat johdonmukaisesti käsitystä typen niukkuudesta kangasmailla (10, 11), hitaasta typen mineralisaatiosta ja mineraalitypen hyvin pienestä huuhtoutumisvaarasta puustoisilta kasvupaikoilta (12).

Kokonaistyppi- ja rikkipitoisuudet ja typen määrä kivennäismaan pintaosassa olivat suurimpia ja C/N-suhde pienin Etelä-Suomessa (kuva 2). Estimoitu nitraatti- ja ammoniumlaskeuma korreloi C/N-suhteen kanssa hiukan heikommin kuin leveysaste tai lämpösumma.

*Kuva puuttuu*

Kuva 2. C/N-suhde a) humuskerroksessa ja b) kivennäismaakerroksessa 0-5 cm.

**Raskasmetallit**

Meillä orgaanisen kerroksen raskasmetallipitoisuudet ovat keskimäärin alhaisia (kuva 3) lukuunottamatta muutamaa aluetta, joista merkittävin on Harjavalta ympäristöineen.

Kadmiumin, kuparin, lyijyn ja sinkin pitoisuudet kasvoivat selvästi pohjoisesta etelään, kromin ja nikkelin etelästä pohjoiseen (kuva 3). Etelään kasvava trendi oli johdonmukaisin lyijyllä. Toisaalta monien muidenkin alkuaineiden (Al, B, Ca, Fe, K, Mg, Mn, N, Na, P, S) kokonaispitoisuudet kasvoivat pohjoisesta etelään. Kivennäismaan hienojen lajitteiden runsaus näytti kohottavan kromin, kuparin, nikkelin ja sinkin pitoisuuksia ja toisaalta humuskerroksen paksuuntuminen näytti alentavan kromin, lyijyn ja sinkin pitoisuuksia. Analysoiduista raskasmetalleista vain kuparin ja lyijyn pitoisuuksien jakaumat näyttivät vastaavan selvästi laskeumaa (13). Orgaanisen kerroksen raskasmetallien pitoisuudet ovat tällä hetkellä ns. tausta-alueilla kasvillisuuden kannalta matalia (9).

*Kuva puuttuu*

Kuva 3. Humuskerroksen a) kromi-, b) kupari-, c) nikkeli- ja d) lyijypitoisuudet.

Kirjallisuus

1. Tamminen, P. 2000. Soil factors. Teoksessa: Mälkönen, E. (toim.). Forest condition in a changing environment. Kluwer Academic Publishers: 72-86.
2. Tamminen, P. 1993. Pituusboniteetin ennustaminen kasvupaikan ominaisuuksien avulla Etelä-Suomen kangasmetsissä. Summary: Estimation of site index for Scots pine and Norway spruce stands in south Finland using site properties. Folia Forestalia 819. 26 s.
3. Valmari, J. 1921. Beiträge zur chemischen Bodenanalyse. Acta Forestalia Fennica 20(4). 67 s.
4. Aaltonen, V.T. 1925. Über die Umsetzungen der Stickstoffverbindungen im Waldboden. Summary: The decomposition of nitrogenous compounds in woodland soils. Communicationes ex Instituto Quaestionum Forestalium Finlandiae 10: 1-61.
5. Viro, P.J. 1951. Nutrient status and fertility of forest soil. I. Pine stands. Selostus metsämaan ravinnesuhteet ja viljavuus. I. Männiköt. Communicationes Instituti Forestalis Fenniae 39(4). 54 s.
6. Urvas, L. & Erviö, R. 1974. Metsätyypin määräytyminen maalajin ja maaperän kemiallisten ominaisuuksien perusteella. Abstract: Influence of the soil type and the chemical properties of soil on the determining of the forest type. Journal of the Scientific Agricultural Society of Finland 3: 307-319.
7. Lipas, E. 1985. Kasvupaikan puuntuotoskyvyn ja lannoitustarpeen arviointi maan ominaisuuksien avulla. Summary: Assessment of site productivity and fertilizer requirement by means of soil properties. Folia Forestalia 618. 16 s.
8. Buberl, H.G., Wilbert, von K., Trefz-Malcher, G. & Hildebrand, E.E. 1994. Der chemische Zustand von Waldböden in Baden-Württemberg. Ergebnisse der Bodenzustandserhebung im Wald 1989-92 (BZE). Mitteilungen der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg 182. 104 s. ISSN 0178-3165.
9. Riek,W. & Wolff, B. 1995. Deutscher Beitrag zur europäischen Waldbodenzustandserhebung (Level I). Bundesforschunganstalt für Forst- und Holzwirtschaft, Institut für Forstökologie und Walderfassung, Eberswalde. Moniste. 65 s + 14 liites.
10. Viro, P.J. 1967. Kangasmaiden lannoituskokeita II. Metsätaloudellinen Aikakauslehti 10/67: 1-4.
11. Mälkönen, E., Derome, J. & Kukkola, M. 1990. Effects of nitrogen inputs on forest ecosystems. Estimation based on long-term fertilization experiments. Julkaisussa: Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. (toim.). Acidification in Finland. Springer-Verlag: 325-347.
12. Smolander, A., Paavolainen, L., Steer, J. & Mälkönen, E. 1996. Nitrogen and carbon transformations before and after clear-cutting in repeatedly N-fertilized and limed forest soil. Soil Biology and Biochemistry 30(4): 477-490.
13. Kubin, E. 1990. A survey of element concentrations in the epiphytic lichen Hypogymnia physodes in Finland in 1985-1986. Julkaisussa: Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. (toim.). Acidification in Finland. Springer-Verlag: 421-446.

# Soil monitoring programmes in Finland

*Maaperän seurantaohjelma Suomessa*

Michael Starr*[1)], Heli Lehtinen[2)], Jouko Sippola[3)] and Timo Tarvainen[4)]

[1)] Metla, Vantaa Research Centre, P.O. Box 18, 01301 Vantaa:
[2)] SYKE, P.O. Box 140, 00251 Helsinki:
[3)] MTTK, 31600 Jokioinen:
[4)] GTK, P.O. Box 96, 02151 Espoo:

## Geographical background

Finland covers an area of 338 144 km$^2$, making it the fifth largest country in Europe, but the population is only 5.1 million. The population density averages only 17 persons per km$^2$ and over 60% is now classified as urban. About one-fourth of Finland lies inside the Arctic Circle. Water accounts for about 10% (3.3 Mha) of the country, cultivated land 8% (3 Mha), and forest 65% (23 Mha). Built-up areas and transport routes occupy about 0.8 and 0.4 Mha, respectively. Nearly all the forests are boreal coniferous forests and form large continuous areas, particularly in central and northern Finland. The soils are mostly podzolic and developed on till or glacio-fluvial deposits too poor for cultivation or on peatlands (Histosols). Most of the cultivated land is restricted to fine textured, alluvial deposits. These are typically located in the lower levels of the landscape and therefore nearer to rivers and surface waters, and mainly in the southern part of the country. Much of Finland is lowland (average height is 152 m a.s.l.) and there is only minor variation in relief. Because of the low relief and boreal climate, peatland formation has been widespread and peat often borders streams, rivers and lakes where it exerts a buffering effect on both the flow and quality of water entering surface waters. Rivers are relatively short and drainage basins are small. Finland has an extensive coastline to the Baltic Sea and there is drainage to the Arctic Ocean and White Sea to the north.

## Soil degradation in Finland

Concern about soil degradation in Finland has mostly been confined to soil acidification and pollution. Erosion and other forms of soil degradation are not considered important or only constitute a very local problem. For forest soils, and to a lesser extent also agricultural soils, the main concern has been about the effects of long-range transported air pollution, particularly acidifying S and N deposition, on the quality of soil and surface waters and ecosystem response at a regional scale. The direct contamination of soils through spillage, dumping and disposal of toxic chemicals and waste is a local-scale problem largely confined to urban and industrial centres and primarily seen in terms of human health and ground- and drinking water quality. The atmospheric deposition of heavy metals is limited to a few industrial “hot spots” and the contamination of ground- and surface waters by fertilisers and sludge is primarily confined to agricultural soils since nowadays forest fertilisation, including the use of wood ash, is very limited.

## National soil monitoring programmes

Although there is a considerable amount of data and information available about the quality of soils in Finland, much of it is site specific and uncollated. However, there are now a number of national, systematic programmes specifically dealing with soil quality (i.e. repeated sampling, analysis, and data

reporting of soils according to a documented protocol). Such monitoring of agricultural soils started in the 1970s, that of forest soils in the 1980s, and that of contaminated soils in 1990s.

**Agricultural cultivated soils**

The monitoring of cultivated soils (0-20 cm) and Timothy grass (*Phleum pratense*) was started in 1974 by the Agricultural Research Centre of Finland (MTTK) as part of global FAO soil fertility project. The second sampling of the same 1300 sites (farmers' fields) located all over the country was made in 1987 and a third sampling (752 sites) was carried out in 1997. Resampling is planned at 10-year intervals. The samples are analysed for pH, P, K, Ca, S, Mg, Al, B, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Pb, Se and Zn. For the soil samples (air dry,
<2 mm fraction) 0.5 N acid (pH 4.65) ammonium acetate was used to extract the macro-nutrients and acid ammonium acetate + EDTA was used for the extraction of the trace nutrients and heavy metals. Organic carbon and bulk density were also determined. The purposes of the study are to determine the sustainable land use of cultivated soils and the sustainable development of the agricultural environment. Results concerning the 1974 and 1987 data have been published [1].

A second national monitoring programme concerns the trends in the concentrations of nutrients, trace elements and heavy metals in cultivated soils. This programme is carried out at 150 sites located on farms of MTTK and its regional units. Sampling for this monitoring programme started in 1992, the second in 1997, and will be made every five years. The samples are kept in a soil sample bank.

**Forest soils**

The main forest soil monitoring programmes carried out by the Finnish Forest Research Institute (Metla) include the International Cooperative Programme on Forests (ICP Forests) and the ICP on Integrated Monitoring (ICP IM). Both programmes are carried out under the UN-ECE Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution. Since 1995, ICP Forests has been carried out jointly with the European Commission (EC Regulation nos. 3528/86 and 1398/95). The sampling and analyses in these programmes is guided by protocols laid out in programme manuals. Metla also has tens of factorial experiments at which the soil has been repeatedly sampled and analysed. The Geological Survey of Finland (GSF) has an environmental soil mapping project that has 20 sites covering the whole country. So far only one round of sampling (humus layer and pedogenic horizons) has taken place and the analytical data is not yet available. The GSF also has a stream sediment monitoring project.

As part of the level I of the ICP Forests programme, soil samples were taken (1986-1989, with some complimentary sampling in 1995) from 488 plots belonging to the systematic network of permanents plots established as part of the 8$^{th}$ National Forest Inventory. The samples include humus layer, 0-5, 5-20 and 20-40 cm layers as well as samples from pedogenic horizons. These samples have been analysed for pH, exchangeable cations and heavy metal concentrations. The data from the fixed depth samples have been reported to the ICP Forests programme centre but only the results concerning south Finland and pH for the whole country have been published so far [2,3].

Soil sampling and analysis (1995) has also been carried out on the 31 plots belonging to the level II network of permanent intensively monitored plots. These plots are located throughout Finland. The soil samples from both levels of the ICP Forests programme are kept in a sample bank. A decision about

resampling both networks has still to be taken. Soil solution monitoring is also carried out at 16 of the level II plots.

Soil and soil solution chemistry is also monitored in the ICP IM programme. Soil samples from 5-7 permanent plots (upland and peatland) in the four IM catchments have been collected three times since 1989 at approximately 4-year intervals. The small, headwater catchments are located in protected areas with old-growth, unmanaged forests. The sites represent background deposition reference areas. The soil samples (same fixed depth layers as ICP Forests) have been analysed but only the results from the first sampling round have so far been published [4]. Soil solution chemistry is monitored at two intensively monitored plots in each catchment. Current work is focusing on solute leaching fluxes, including heavy metals, in relation to deposition inputs.

**Contaminated soils**

Some 653 sites and nearly 10,000 sites suspected of having contaminated soil have been registered in Finland [5]. Most of the soil contamination sites are garages, scrap yards, waste treatment plants (including landfills), sawmills and wood impregnation plants. A register of contaminated soil sites is kept by the 13 Regional Environmental Centres but the data is not yet fully coordinated among them. The Finnish Environment Institute (FEI) is responsible for the research and development aspects, providing expertise for the identification, assessment, clean up and control of contaminated soils. In 1989 a nation-wide project by the environmental authorities, the SAMASE project, was set up to assess and solve the problems of contaminated soil sites. Guideline values for soil concentrations of toxic substances were proposed but most data relates to ground water quality. FEI also has a network of soil frost monitoring sites and a network of ground water monitoring sites.

**References**

1. Erviö, R., Mäkelä-Kurtto, R., & Sippola, J. 1990.Chemical characteristics of Finnish agricultural soils in 1974 and 1987. In: Acidification in Finland (Eds. Kauppi, P. et al.), Springer-Verlag. pp. 217-234.
2. Tamminen, P. & Starr, M. 1990. A survey of soil properties related to soil acidification in southern Finland. In: Acidification in Finland (Eds. Kauppi, P. et al.), Springer-Verlag. pp. 235-251.
3. Starr, M & Tamminen, P. 1992. Forest soil acidification in Finland (In Finnish, English abstract). Geological Survey of Finland, Report of Investigation 115: 7-14.
4. Starr, M. 1995. Soil. In: Integrated Monitoring Programme in Finland. First National report (Eds. Bergström et al.). Ministry of the Environment, Environmental Policy Department, Helsinki. Report 1: 71-74.
5. Seppänen, A., Puolanne, J., Kukkamäki, M., Huttula, P., Kalevi, K., Puhakka, J., Tuomainen, J & Pyy, O. 1998. Finland country session. In: the Conference Proceedings Contaminated Soil ´98. May 17-21, EICC, Edinburgh, UK. Sixth International FZK/TNO Conference. Volume two. Thomas Telford Publishing. London. pp. 1273-1286.

# Geofysiikan sovellutukset maaperätutkimuksessa

*Applied Geophysics in Soil Science*

Sari Penttinen, Geologian tutkimuskeskus, PL 77, 96101 Rovaniemi

Sovellettua geofysiikkaa on käytetty jo 1920 -luvulta alkaen, ensin öljyn ja malmien etsinnässä ja nyttemmin maaperätutkimuksessa. Sovelletun geofysiikan perustana ovat maa- ja kallioperän fysikaaliset, mitattavissa olevat ominaisuudet ja niiden vaihtelut. Näillä ominaisuuksilla voidaan kuvata maa- ja kallioperän geologista rakennetta ja koostumusta. Sovelletun geofysiikan avulla saadaan muita tuloksia täydentävää tietoa. Geofysikaalisia mittauksia voidaan suorittaa joko maasta tai ilmasta käsin. Aerogeofysikaalisilla tutkimuksilla tarkoitetaan joko lentokoneesta tai helikopterista suoritettavia geofysikaalisia mittauksia. Näillä mittauksilla saadaan nopeasti selville tutkimusalueen geologiset yleispiirteet. Aerogeofysikaalisten tutkimusten avulla voidaan myöskin ohjata ja keskittää geofysikaaliset maanpintamittaukset haluttuihin pisteisiin.

## Aerogeofysikaalinen menetelmä

Aerogeofysikaalisilla mittauksilla kartoitetaan maa- ja kallioperän magnetoitumaa, sähkönjohtavuutta ja luonnollista radioaktiivisuutta. Niiden avulla voidaan sekä rajata että priorisoida jatkotutkimuskohteet. Maaperätutkimuksissa on yleisesti käytössä aerogeofysikaalinen matalalentogamma -menetelmä, jolla kartoitetaan luonnollisen radioaktiivisuuden alueellisia vaihteluita. Rekisteröinnissä käytetään neljää säteilyikkunaa; totaali- , kalium-, uraani- ja thoriumsäteilyn ikkunaa. Mittaustulos tulee 0.5-1.0 metrin paksuisesta pintamaakerroksesta. Maaperän kosteus vaimentaa tehokkaasti luonnon gammasäteilyä. Maaperän kosteuskartoituksessa käytetään kaliumsäteilyn ikkunaa, koska taustasäteilyarvojen kasvu esim. ilman radonin kasvu sateen jälkeen, näkyy muissa säteilyikkunoissa.

Käyttämällä aerogeofysikaalista luonnongammasäteilymittausaineistoa on mahdollista luokitella litologisesti ja morfologisesti erilaisia moreenimaalajeja (Sutinen et al. 1994). Hienoainesmoreenien vesipitoisuus on suurempi ja tämän vuoksi näiden alueiden luonnon gammasäteilyä on matala. Karkearakeissa moreeneissa on vähemmän hienoainesta ja vesipitoisuus on pienempi, ja tästä johtuen luonnon gammasäteilyn määrä on suurempi näillä alueilla.

## Maanpintageofysikaaliset menetelmät

### Sähköiset ja sähkömagneettiset menetelmät

Sähköisten menetelmien fysikaalisena perustana ovat maa- ja kallioperän sähkönjohtavuus ja sähkökemialliset polarisoituvuusominaisuudet. Sähköisiä menetelmiä on useita vaihdellen sekä mittaustekniikan että tulosten hyväksikäyttömahdollisuuksien suhteen. Maaperän sähköisessä kartoituksessa käytetään hyvin yleisesti myös kevyitä sähkömagneettisia mittauslaitteita, joiden lähetin- ja vastaanoton kelat on asennettu kiinteästi laiterunkoon. Mittaustulos kuvaa maaperän johtavuuksien keskiarvoa laitteen tunkeutumissyvyydelle saakka. Maaperän johtavuuteen vaikuttavia tekijöitä ovat vesipitoisuus, maalajien raekoko ja muoto, rapautumistila, elektronisten johteiden määrä ja humuksen laatu.

TDR (Time Domain Reflectometry) -menetelmää käytetään maaperän kosteusvaihteluiden mittaamiseen. TDR toimii radiotaajuuksilla, 10 MHz - 1.2 GHz taajuusvälillä, mitaten

sähkömagneettisen aallon kulkuaikaa (t) pitkin siirtokaapelia. Sähkömagneettisen aallon etenemisnopeus maaperässä on riippuvainen maaperän dielektrisistä ominaisuuksista. Maaperän dielektrisyys on muunnettavissa volumetriseksi vesipitoisuudeksi käyttämällä empiirisiä muuntokaavoja (Topp et al., 1980, Sutinen, 1992, Penttinen 2000).

Maaperän pintakerroksen sähkönjohtavuuden ja vesipitoisuuden vaihtelut ovat kiinnostavia metsän tutkimuksessa puiden ravinnetalouden ja metsän tuoton kannalta (Penttinen 2000), sillä puiden juuret ovat Suomen olosuhteissa keskittyneet maaperän pintakerrokseen, noin ylimpään 30 senttiin (Kalela 1950). Myös viljelymaiden vesi- ja ravinnetalouden kartoitus on tullut yhä tärkeämmäksi, koska halutaan minimoida viljelykustannuksia ja lannoitepäästöjä. Saastuttavat ainekset saattavat kiinnittyä ja keskittyä maanpintakerrokseen. Sähkönjohtavuusmittauksilla voidaan kartoittaan johtavuuteen vaikuttavien tekijöiden yhteisvaikutusta. Jos sähkönjohtavuuden lisäksi mitataan maaperän vesipitoisuus, voidaan johtavuusarvoista laskea johtavuusmalleilla arvioita huokosveden johtavuudelle ( Puranen 1999).

Tutkamenetelmässä maahan lähetetään sähkömagneettista signaalia taajuudella 100 MHz - 1.2 GHz. Vastaanottimella seurataan maaperästä saatavia heijastuksia. Sähkömagneettisen aallon etenemiseen väliaineessa vaikuttavat sähkönjohtavuus, väliaineen dielektriset ominaisuudet ja sähkömagneettisen aallon taajuus. Mittauksissa kerrosten erottuminen riippuu niiden välisestä dielektrisestä erosta. Osa maahan suunnatusta pulssista heijastuu ilman ja maan rajapinnasta, osa etenee alempiin kerroksiin osittain heijastuen dielektrisistä rajapinnoista ja myös koko ajan vaimentuen. Vesipitoisuuden muuttuminen ja routaantuminen muuttavat maaperän dielektrisiä ominaisuuksia (Hänninen 1997). Heijastavia rajapintoja syntyy kohtiin, joissa vesipitoisuuden muutos on suuri, kuten pohjavesipinta. Sulan ja routaantuneen maan sähkönjohtavuus erot poikkeavat toisistaan, joten tämä rajapinta myös toimii selvänä heijastuspintana. Hyvin sähköä johtavia maalajeja, kuten savi, ei tutka-aalto pysty läpäisemään.

**Radiometriset menetelmät**

Tarkoitetaan aineen radioaktiivisuuteen perustuvia geofysikaalisia mittausmenetelmiä, jolloin mitataan luonnollisen radioaktiivisuuden määrä ja säteilyn muutosta mittausolosuhteiden muuttuessa. Luonnon gammamittauksilla saadaan tietoa maanpintakerrosten U-, Th- ja K -pitoisuuksista noin 0.5 metrin syvyydeltä. Mittaustuloksiin vaikuttavat maaperän vesipitoisuuden vaihtelut (Hyvönen & Sutinen 1998). Vesipitoisuus vaimentaa voimakkaasti säteilyn intensiteettiä. Menetelmällä voidaan kartoittaa pintamaiden kosteusvaihteluita.

**Seismiset menetelmät**

Seismisissä menetelmissä mitataan maaperässä etenevän kimmoaallon kulkuaikoja. Rajapintojen syvyydet voidaan laskea mitatuista kulkuajoista ja näin tutkia maanperän sisäistä rakennetta. Maalajien vesipitoisuus ja tiiveys vaikuttavat olennaisesti seismisten aaltojen kulkunopeuteen maaperässä. Menetelmä on Suomessa käytössä etenkin pohjavesitutki-muksessa (Mäkelä 1989).

**Viitteet**

Hänninen, P. 1997. Dielectric coefficient surveying for overburden classification. Geological Survey of Finland, Bulletin 396, 72 p.
Hyvönen, E. & Sutinen, R. 1998. Gamma radiation applied to forest regeneration.

Proceedings of IV Meeting of the Environmental and Engineering Geophysical Society (European section), September 14-17, 1998, Barcelona, Spain, pp. 813-816.

Kalela, E.K. 1950. On the horizontal roots in pine and spruce stands. Acta Forestelia Fennica, 57, pp. 1-79.

Mäkelä, J. 1989. Seisminen refraktioluotaus pohjavesiselvityksissä. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja, Nro 195, 45 s.

Penttinen, S. 2000. Electrical and hydraulic classification of forest till soils in Central Lapland, Finland. Geological Survey of Finland, Bulletin 398, 88 p.

Purenen, R. 2000. Maaperän pintakerroksen sähkönjohtavuuden mittaus, mallinnus ja tulkinnat. Geologian tutkimuskeskus, Raportti Q16/27.4/2000/1.

Sutinen, R. 1992. Glacial deposits, their electrical properties and surveying by image interpretation and ground penetrating radar. Geological Survey of Finland, Bulletin 359, 123 p.

Sutinen, R., Hyvönen, E., Mäkitalo, K. & Sutinen, M.-L. 1994. Soil classification using dielectric and gamma ray moisture detection: potential aid for forest regeneration. 1st International Airborne Remote Sensing Conference and Exhibition, Strasbourg, France, 11-15 September, Part III, pp. 529-538.

Topp, G.C., Davis, J.L. & Annan, A.P. 1980. Electromagnetic determination of soil water content: measurements in coaxial transmission line. Water Resources Research 16 (3), 574-582.

# Suomen maaperän pintaosan laskennallinen vedenjohtavuus

*Estimated water conductivity in the surficial parts of sedimenary cover in Finland*

Pekka Hänninen*[1)], Raimo Sutinen[2)], Petri Lintinen[1)] & Sirkka Lojander[1)]
[1)] Geologian tutkimuskeskus, PL 96, 02151 Espoo, Finland
2) Geologian tutkimuskeskus, PL 77, 96101 Rovaniemi, Finland

**Johdanto**

Maaperän pintaosan, pohjaveden yläpuolisen alikylläisen vyöhykkeen vedenjohtavuus ja sen sisältämä vesimäärä ovat useiden maaperän ominaisuuksien kannalta merkittävä tekijä. Maaperän vedenjohtavuutta mitataan laboratorioissa sylinteriin sullotuista maaperänäytteistä. Laboratoriomittauksissa käytetään häirittyjä maaperänäytteitä, joiden ominaisuudet poikkeavat luonnontilaisesta maaperästä tiiviyden ja rakenteen osalta. Vedenjohtavuus voidaan määrittää myös maastossa infilrometrillä tai lysimetrillä mittaamalla aikaa, joka on mennyt tunnetun vesimäärän virtaamiseen maakerroksen läpi. Laboratorioissa ja maastossa tehdyt mittaukset ovat pistemäisiä ja siten ne eivät ota huomioon maaperän laajempaa rakennetta. Vedenjohtavuuden kannalta merkittävässä asemassa ovat lajittuneita maalajeja peittävät hienorakeiset sedimentit, harjumuodostumien sisäinen rakenne ja moreenien vaihtelevat raesuuruusominaisuudet. Laaja-alaisessa tutkimuksessa ei ole perinteisin menetelmin taloudellisesti mahdollista tehdä tilastollisesti riittävää määrää havaintoja alueellisten vedenjohtavuuserojen selvittämiseksi.

Hienoainespitoisuus on merkittävin maaperän vedenjohtavuutta säätelevä tekijä. Suuralueelli-sessa tarkastelussa maaperän vedenjohtavuutta voidaan mallintaa maaperän raesuuruusjakau-man perusteella. Tässä tutkimuksessa on käytetty Geologian tutkimuskeskuksen raesuuruus-tietoja (noin 30000 kpl) maaperän vedenjohtavuuden mallintamiseen.

**Havaintoineisto ja sen käsittely**

Maaperäkartoituksen kartoitussyvyys on yksi metri ja 0 - 1 m syvyydeltä maan pinnasta otetaan kolme näytettä. Tutkimukseen valittiin näytteistä se, jonka hienoainespitoisuus oli suurin. Maaperänäytteiden raesuuruusjakauma on määritetty märkäseulonnan ja sedimen-taatioon perustuvan ns. areometrikokeen yhdistelmänä (1).

Vedenjohtavuutta kuvaava K-arvo voidaan interpoloida yleisellä kaavan $K = a*(d_e)^2$, jossa a on maaperän huokoisuudesta sekä veden viskositeetista riippuva muuttuja ja $d_e$ on kokeellisesti määritetty (2) vedenjohtavuuteen selvimmin vaikuttava kumulatiivinen raekokoluokka (∅) millimetreinä. Muuttuja a vaihtelee yhden dekadin alueella riippuen maaperän huokoisuudesta (2). Muuttuja a on pidetty tässä tutkimuksessa vakiona. Eri maalajeille $d_e$ vaihtelee ja tässä tutkimuksessa käytettiin 17 läpäisyprosenttia (2) vastaavaa raekokoluokkaa GTK:n tekemistä raesuuruusanalyyseistä.

Havaintoineisto on luokiteltu näytteiden paikkatiedon ja Suomen maaperäkartan 1 : 1 000 000 (3) maalaji- ja muodostumarajojen perusteella sora- ja hiekka-alueisiin, siltti- ja savialueisiin sekä moreeneihin. Pistemäinen havaintoaineisto interpoloitiin tasaväliseksi 85 m * 85 m ruudukoksi Arc-View ohjelmistossa Inverse Distance Weighted (IDW) metodilla. Ruutuja oli 51,7 miljoonaa, joista Suomen maaperä 1:1 000 000 kartan perusteella 28,5 miljoonaa ruutua kuului määriteltyihin joukkoihin. Suurimmat käsittelystä pois jääneet joukot olivat vesistöt, kallio- ja turvealueet, joita oli

noin 20,8 miljoonaa ruutua. Koska luokiteltujen aineistojen laskennallisen vedenjohtavuuden jakaumat poikkeavat selvästi toisistaan (taulukko 1), aineistot ovat alueellisesti epätasaisesti jakautuneet ja niiden alueelliset peitot vaihtelevat suuresti, kukin alue interpoloitiin erikseen. Interpoloinnin hakusäteeksi valittiin 25 km. Interpolointiin tarvittavien havaintojen pienin määrä hakusäteellä oli kolme.

Taulukko 1. Luokittelun mukaisten näytepisteiden Sauerbrein (2) kaavan mukaan laskettujen vedenjohtavuuden [m/s] $\log_{10}$ arvojen (K-arvo) keskiarvo, keskihajonta, mediaani ja havaintojen lukumäärä. 1 = havaintopisteet, 2 = interpoloidut grid pisteet.

| | Hiekka ja sora | | Savi ja siltti | | Moreenit | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | 1 | 2 | 1 | 2 | 1 | 2 |
| Keskiarvo | -4.85 | -4.88 | -8.45 | -8.40 | -6.32 | -6.06 |
| Keskihajonta | 0.86 | 0.63 | 0.80 | 0.71 | 1.07 | 0.61 |
| Mediaani | -4.86 | | -8.73 | | -6.15 | |
| Minimi | -6.84 | -6.84 | -9.28 | -9.20 | -8.50 | -8.50 |
| Maksimi | -1.50 | -1.50 | -4.40 | -4.40 | -2.58 | -2.58 |
| Havaintoja kpl | 817 | | 6763 | | 6062 | |

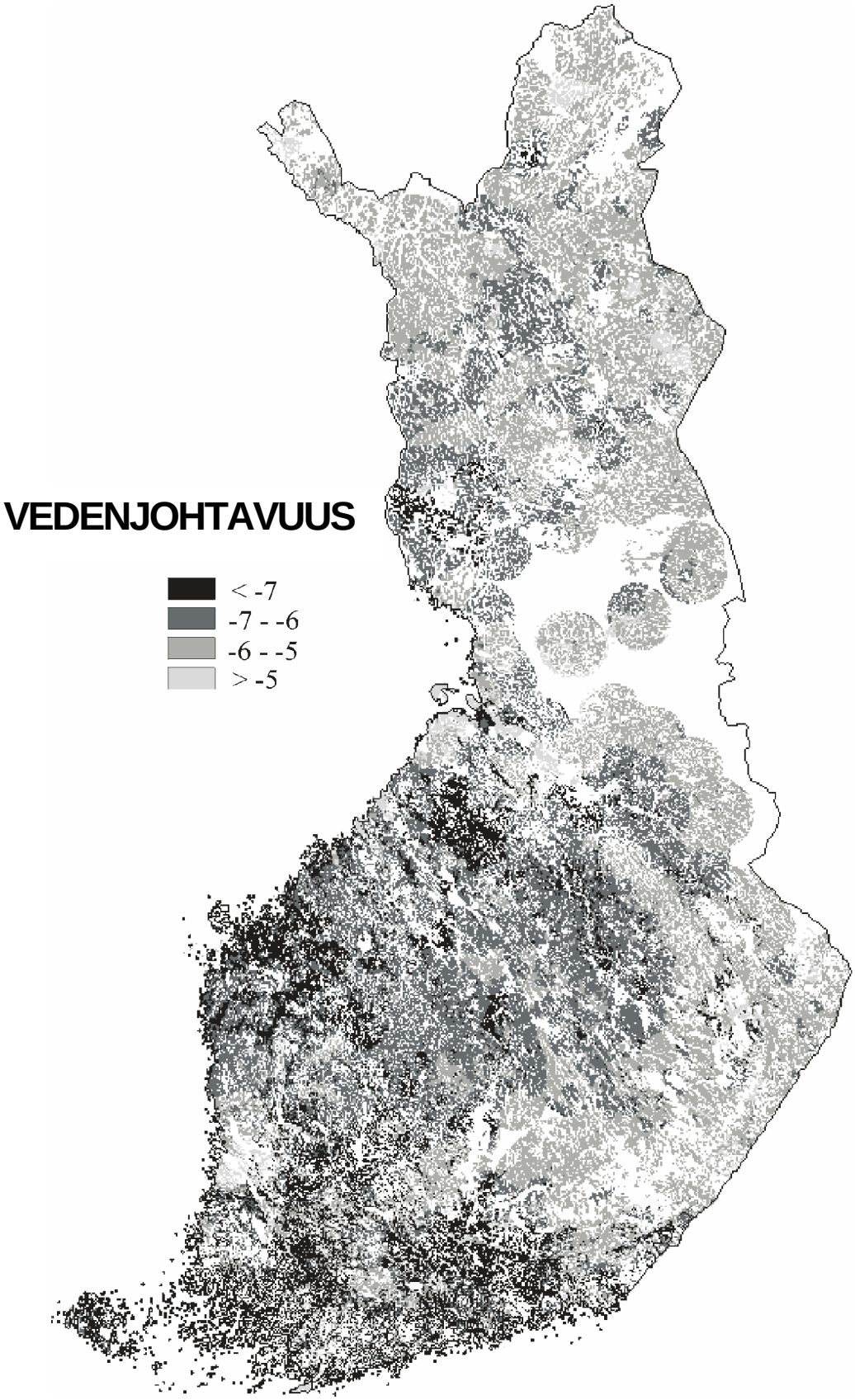
## Tulokset ja johtopäätökset

Moreenit kattavat pääosan käsitellyistä alueista, ja siksi niiden laskennalliset vedenjohta-vuudet vaikuttavat ratkaisevasti syntyvän kartan (kuva 1) ulkoasuun. Hiekka- ja sora-alueet johtavat aina hyvin vettä ja savi- ja silttialueiden maaperän vedenjohtavuus on lähes aina heikko. Alueellisesti Pohjanmaalta Savoon ja Kainuuseen ulottuvalla alueella on heikosti ($K < 10^{-6}$) vettä johtavia moreeneita, samoin kuin Lounais- ja Keski-Lapissa. Etelä-Suomessa yleiskuva muodostuu savi- ja savipitoisista moreeneista sekä niiden keskellä pienialaisista sora- ja hiekkamuodostumista. Itä-Suomessa ja pääosassa Lappia moreenit ovat keskimää-räistä paremmin vettä johtavia.

Esitettävä mittakaava luo yleiskuvauksen Suomen maa-aineksen vedenjohtavuudesta. Sitä voi käyttää esimerkiksi moreenialueiden pohjavesien tutkimisen suuntaamiseen, liikenteen aiheuttaman tai muun ympäristötekijän saastumisvaaran yleisluonteiseen arviointiin tai metsätalouden suunnittelun pohjaksi. Vettä huonosti johtavat moreenit ovat routivia, joten karttakuva osoittaa myös routimisherkkien moreenimaiden suuralueellisen jakautumisen. Käytettävissä olevalla tietomäärällä kartan mittakaavaa voidaan tarvittaessa suurentaa
1 : 400 000, mutta sitä suurempien mittakaavojen käyttö vaatii useimmissa tapauksissa lisätutkimuksia.

## Lähteet

1. Geologian tutkimuskeskus, 1999. Maalajilaboratorion työohjeet. 35 s.
2. Vukovic M. & Soro A. 1992. Determination of hydraulic conductivity of porous media from grainsize composition. Water Resources Publications, Littleton, Colorado, USA. 83 s.
3. Kujansuu, R. & Niemelä, J. 1984. Suomen maaperäkartta 1 : 1 000 000. Finlands kvartära avlagningar. Quaternary deposits of Finland. Espoo. Geologian tutkimuskeskus.




Kuva 1. Suomen maaperän pintaosan laskennallinen vedenjohtavuus. Kartalla on esitetty
2 Sauerbrein (2) kaavan mukaisesti lasketun vedenjohtavuuden [m/s] $\log_{10}$ arvo (K-arvo). Tummilla alueilla vedenjohtavuus on huono.

# Kokoomanäytteen osanäytteiden määrä maaperätutkimuksessa

*The sufficient amount of partial samples in soil research*

Leea Kuokkanen*, Milja Vepsäläinen ja Maarit Niemi
Suomen ympäristökeskus, Tutkimuslaboratorio, PL 140, 00251 Helsinki

Maaperä on heterogeeninen lähtöaines fysikaalisten, kemiallisten ja biologisten muuttujien osalta. Maan heterogeenisuuden aiheuttaman laikuittaisuuden vuoksi mittaustuloksiin tulee huomattavaa vaihtelua, joka haittaa muutosten havaitsemista. Laikuittaisuuden vaikutusten vähentämiseksi mittaustuloksissa maanäytteet kootaan yleensä osanäytteistä. Käytettävä osanäytteiden määrä vaihtelee tutkittavan maanäytteen ja tutkimuksen kohteen mukaan. Aina on kuitenkin varmistettava se, että osanäytteiden määrä takaa luotettavan ja näytemaan ominaisuuksia kyllin kattavasti kuvaavan lopputuloksen. Tässä tutkimuksessa oli tavoitteena selvittää riittävä kokoomanäytteen osanäytteiden määrä otettaessa maanäytteitä pienen mittakaavan entsyymiaktiivisuusmäärityksiä varten. Merkkiaineena käytettiin entsyymiaktiivisuusmittausten lopputuotetta ja käsitellyt ainemäärät vastasivat entsyymiaktiivisuusmittauksissa käytettyjä. Riittävä osanäytteiden määrä selvitettiin humuspitoisesta metsämaasta ja kivennäispitoisesta peltomaasta otetuille näytteille.

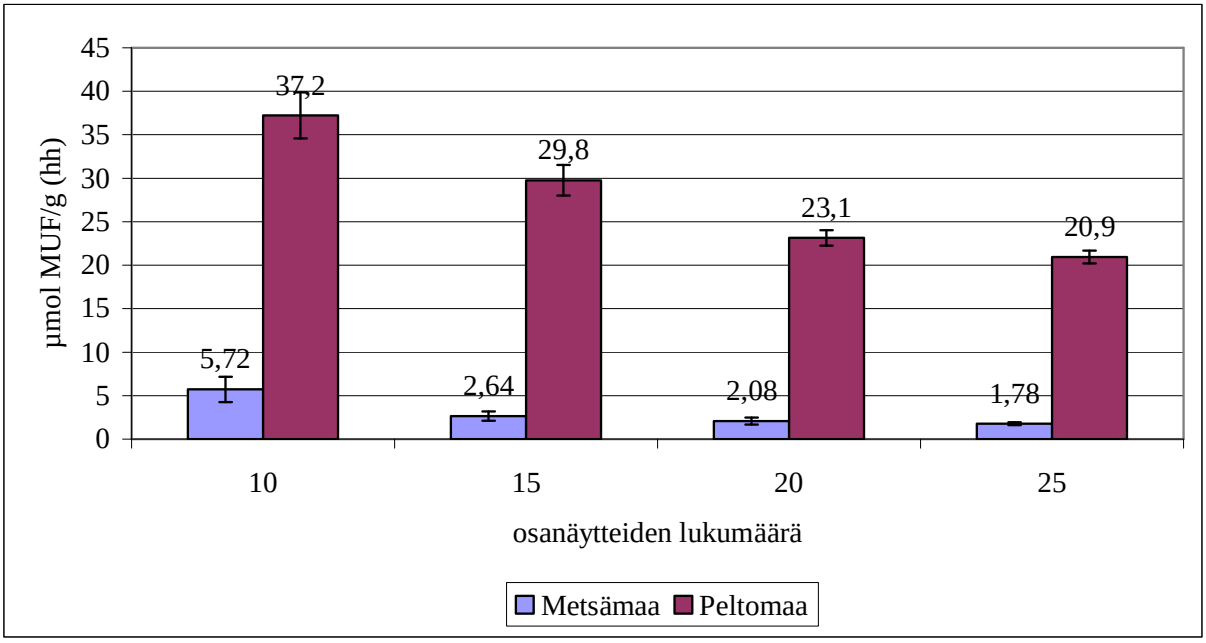
Metsämaanäytteet haettiin sekametsästä Hakuninmaalta Helsingin Keskuspuistosta ja peltomaanäytteet Viikistä Helsingin yliopiston Maatalous-metsätieteellisen tiedekunnan kesantopellolta. Näytteenottopaikoiksi valittiin kasvillisuudeltaan maan heterogeenisuutta hyvin ilmentävät alueet. Metsämaan näytteenottokohdat valittiin viidestä eri kasvillisuutta edustavasta pisteestä: ruohikosta, kuusen alta, pihlajan alta, mustikkaa ja maitikkaa kasvavalta alueelta. Peltomaan näytteet otettiin myös viidestä eri pisteestä pellon pientareelta. Metsämaan kaltaisia kasvillisuuseroja ei kuitenkaan ollut. Eri näytteenottokohdista otettujen osanäytteiden suhde oli sama kaikissa kokoomanäytteissä. Molemmilta havaintopaikoilta otettiin 10, 15, 20 ja 25 osanäytettä sisältävät kokoomanäytteet. Lisäksi otettiin 5 osanäytettä sisältävä näyte standardisuoran mittaamista varten. Peltomaasta näytteet otettiin ∅ 2 cm kairalla 0-15 cm:n syvyydeltä ja metsämaasta ∅ 5 cm kairalla karikekerroksesta. Osanäytteet säilytettiin erillään toisistaan.

Yksi osanäyte 10:stä, 15:sta, 20:stä ja 25:stä osanäytteestä värjättiin kastelemalla fluoresoivalla väriaineella (7-hydroksi-4-metyylikumariini, Sigma M-1381). Osanäytteet ilmakuivattiin valolta suojattuina noin viikon ajan ja seulottiin yksitellen. Metsämaanäytteet seulottiin 4 mm seulalla ja peltomaan näytteet 2 mm seulalla. Saveksen suuren pitoisuuden vuoksi peltomaan näytteet hienonnettiin ennen seulomista huhmareella. Fluoresoivalla väriaineella käsitellyt osanäytteet seulottiin muista erillään ja niistä otettiin 4 g talteen standardisuoraa varten. Lopuksi osanäytteet yhdistettiin kokoomanäytteiksi.

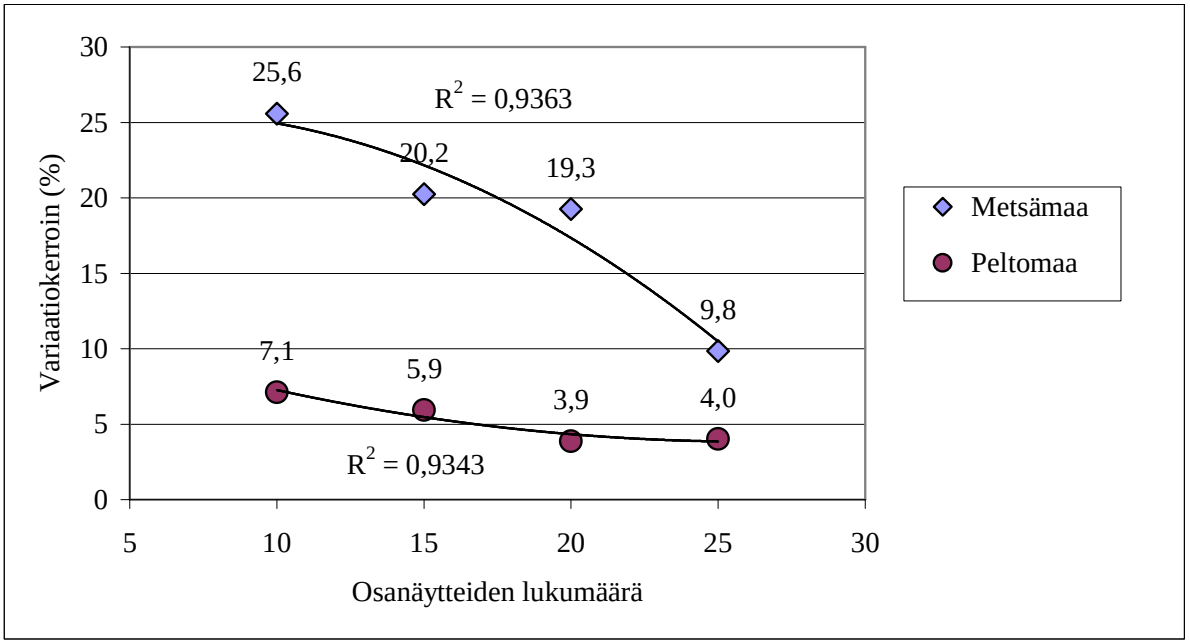
Metsä- ja peltomaasta tehtiin jokaisesta kokoomanäytteestä viisi rinnakkaista homogenaattia, joissa oli 1 osa maanäytettä ja 50 osaa puskuria. Taustanäytteestä ja fluoresoivaa väriainetta sisältävistä osanäytteistä tehtiin molemmista neljä rinnakkaista homogenaattia, joista sekoitettiin sopivissa suhteissa standardit. Näytteet ja standardit laimennettiin ja pipetoitiin kuoppalevylle neljänä rinnakkaisena. Näytteen fluoresenssin intensiteetti ja maan taustafluoresenssi mitattiin. Mittaustuloksista vähennettiin maan komponenttien aiheuttama fluoresenssi.

Fluoresenssin hajontoja tarkasteltiin sekä rinnakkaisissa homogenaateissa että saman homogenaatin rinnakkaisissa mittauksissa. Metsämaan näytteissä vaihtelu rinnakkaisten homogenaattien välillä oli selvästi suurempaa kuin vaihtelu homogenaatin rinnakkaisten mittausten välillä, mikä oli odotettavissa homogenoidun metsämaan karkearakeisuuden vuoksi. Peltomaassa yhtä suurta hajontaa rinnakkaisten homogenaattien välillä ei ollut. Vaihtelu oli enemmänkin yksittäisten pipetointien välistä. Syynä tähän oli kivennäismaanäytteen nopea sedimentoituminen eri pipetointikertojen välillä. Sekoituksesta huolimatta pipetoidut näytteet erosivat hieman toisistaan. Peltomaassa havaitut pienet erot tulosten vaihtelussa olivat odotettavissa näytteen metsämaata tehokkaamman homogenoinnin vuoksi.

Fluoresoivan yhdisteen pitoisuus suureni osanäytteiden määrän pienentyessä 25:stä 10:een metsä- ja peltomaassa, sillä jokaisessa kokoomanäytteessä oli mukana yksi värjätty osanäyte. Pitoisuuksien kasvaessa ja osanäytteiden määrän vähetessä myös mittaustulosten keskihajonta (absoluuttisena arvona) kasvoi ollen suurimmillaan 10 osanäytettä sisältävillä näytteillä (kuva 1). Myös variaatiokerroin suureni selvästi kokoomanäytteen osanäytteiden määrän vähetessä (kuva 2). Metsämaan näytteillä variaatiokerroin suureni yllättävän paljon siirryttäessä 25 osanäytettä sisältävästä näytteestä 20 osanäytettä sisältävään. Muutos 15 ja 20 osanäytettä sisältävän kokoomanäytteen välillä oli yllättävän pieni. Tämä johtui mahdollisesti 20 osanäytettä sisältäneen metsämaan kokoomanäytteen muita metsämaan näytteitä suuremmasta vesipitoisuudesta. Metsämaan näytteelle alle 10 % variaatiokertoimeen päästiin vasta 25 osanäytteen kokoomanäytteellä, kun taas 10 osanäytteen kokoomanäytteessä fluoresenssitulosten variaatiokerroin oli 26 %. Peltomaassa puolestaan 10 osanäytteen fluoresenssin variaatiokerroin oli 7 % ja 25 osanäytteen kokooman vain 4 %. Peltomaan homogeenisuus metsämaahan verrattuna oli ilmeinen. Metsämaan peltomaata voimakkaampi laikuittaisuus voi selittää eron, mutta syynä voi olla myös erilainen näytteen homogenisointi.




Kuva 1. Fluoresoivan väriaineen pitoisuudet kokoomanäytteissä. Rinnakkaisten homogenaattien keskihajonnat on merkitty janoina. (hh=hehkutushäviö)




Kuva 2. Fluoresenssimittauksen vaihtelukerroin eri osanäytemääristä koostuvissa kokoomanäytteissä.

Kun kokoomanäyte koostetaan suuresta osanäytteiden joukosta ja homogenisoidusta kokoomanäytteestä otetaan mittaukseen vain pieni erä, saattaa mittaukseen osua ainoastaan joidenkin osanäytteiden maata. Tässä kokeessa havaittiin, että merkitty osanäyte oli edustettuna kaikista kokoomanäytteistä otetuissa jokaisessa erässä, kun eriä otettiin viisi rinnakkaista kustakin kokoomanäytteestä. Rinnakkaisten homogenaattien väliset erot pienenivät osanäytteiden määrän kasvaessa. Vasta 25 osanäytettä metsämaasta johti alle 10 % variaatioon kun taas peltomaan näytteille jo 10 osanäytettä antoi saman hajonnan.

**Kiitokset**

Tämä tutkimus kuuluu Suomen Akatemian biodiversiteettitutkimusohjelmaan, FIBRE, ja sitä ovat rahoittaneet TEKES ja Suomen ympäristökeskus, jonka tutkimuslaboratoriossa työ on toteutettu.

# Suomen maaperän luontaisen Cu-, Cr-, Ni- ja Zn-pitoisuuden ja saastu-neen maan puhdistustarpeen määrittelevien tavoitearvoehdotusten vertailu

*Comparison between Cu-, Cr-, Ni- and Zn-concentration in natural soil parent material and the suggested new guideline values for contaminated soils in Finland*

Petri Lintinen ja Heimo Savolainen
Geologian tutkimuskeskus, PL 96, 002151 Espoo

**Johdanto**

Saastuneiden maiden puhdistus on Suomessa luvanvaraista toimintaa. Maaperän mahdollinen saneeraustarve määräytyy maankäyttömuodon ja terveydelle haitallisten yhdisteiden pitoi-suuksien perusteella. Syksyllä 2000 ei saastuneiden maiden kunnostuksen määrittelemistä raja-arvoista ole vielä voimassa olevaa säädöstä. Saastuneiden maiden käsittelystä käydyssä keskustelussa on myös ehdotettu riskinarvion käyttöä kohdekohtaisen puhdistustarpeen määrittelyssä (1). Ennen uutta säädöstä ympäristölupapäätöksiä tehtäessä noudatetaan nk SAMASE-projektissa (2) haitallisille yhdisteille määritettyjä ohje- ja raja-arvoja. SAMASE-projektin ehdottamat maaperän alle 2 mm lajitteen raskasmetallipitoisuudet liuotetaan voimakkaalla happouutolla. Urheilukentäksi, asuinrakennus- tai päiväkotikäyttöön kaavoi-tetun alueen maaperältä edellytetään alhaisempia haitallisten yhdisteiden pitoisuuksia kuin esimerkiksi teollisuusalueilta (2).

Riskinarvioinnin kannalta on olennaista rajata ihmisen toiminnasta aiheutuneet korkeat pitoi-suudet taustapitoisuutena havaittavista korkeista luontaisista pitoisuuksista. Luonnontilai-sessa maaperässä metallit ovat suhteellisen pysyvästi sitoutuneet mineraalien kideraken-teeseen ja erilaisiin saostumiin. Sen sijaan ihmisen toiminnan seurauksena maaperään joutuneista metalleista suurin osa on sitoutunut heikoilla pintasidoksilla maapartikkeleiden pintaan ja/tai adsorboituneena savimineraaleihin ja saostumiin (kemiallinen sorptio). Mikäli maa-aines sisältää orgaanista ainesta, osa metalleista sitoutuu herkästi myös orgaanisiin komplekseihin. Voidaankin todeta, että antropogeenisistä lähteistä peräisin olevat metallit ovat sitoutumistapansa takia yleensä huomattavasti liukoisemmassa muodossa kuin maaperän luontaiset metallit. Verrattaessa eri menetelmillä uutettuja metallipitoisuuksia havaitaan, että laimeat suolaliuokset (puskuroimaton tai neutraali) pystyvät uuttamaan luonnontilaisista maalajeista vain muutaman prosentin voimakkaaseen happoon liukenevasta määrästä (3,4,5).

Tavoitearvolla tarkoitetaan sellaista pitoisuustasoa, jonka alittavat pitoisuudet eivät aiheuta altistumisriskiä maaperän kanssa läheisessä tekemisessä oleville henkilöille (6). Haitallisille epäorgaanisille yhdisteille on ehdotettu uudentyyppisiä savilajitteen (alle 0.002 mm Ø raekoko) ja orgaanisen aineksen määrän perusteella laskettuja tavoitearvoja (6). Laskennalli-nen tavoitearvo vaihtelee eri maalajeilla ja eri alueilla Suomessa. GTK:n tietokannat tarjoavat mahdollisuuden verrata moreenimaaperän savilajitteen ja orgaanisen aineksen määrään perusteella laskettuja tavoitearvoja (6) moreenimaaperän luontaisiin metallipitoisuuksiin.

**Materiaali ja metodit**

Saastuneen maaperän puhdistustarpeen määrittelemät laskennalliset tavoitearvot (6) moreeni-maaperän alle 2 mm lajitteen voimakkaaseen happouuttoon liukenevalle Cu-, Cr-, Ni- ja Zn-pitoisuudelle (mg/kg) on laskettu seuraavilla kaavoilla: Cu=15+0.6(s+o), Cr=30+2s, Ni=15+s, Zn=10+1.5(2s+o), missä s = savilajitteen määrä painoprosentteina ja o = orgaanisen aineksen määrä painoprosentteina. Savifraktion pitoisuuteen ja orgaanisen aineksen määrään sidotut tavoitearvot on määritetty eri alueille

Suomessa GTK:n tekemien noin 6000 moreenin raesuuruusjakauman määrityksen perusteella. Savilajitteen määrä on mitattu märkäseulonnalla yhdistettynä sedimentaatioon perustuvaan ns areometrikokeeseen. Orgaanisen aineksen määrä on mitattu hapettamalla hiili kaliumdikromaatilla ja mittaamalla ylijäämä dikromaatti kolori-metrisesti. Moreenin alle 2 mm Cu-, Cr-, Ni- ja Zn-pitoisuus on laskettu GTK:n alueellisen geokemiallisen kartoituksen tuloksista. Näytteet ovat olleet alle 0.06 mm hienoainesta ja näytetiheys on ollut näyte / 4 $km^2$ (7). Muuntokertoimet on laskettu noin 600 maaperänäytteen perusteella, joiden alle 0.06 mm ja alle 2 mm kuningasveteen liukenevilla Cu-, Cr-, Ni- ja Zn-pitoisuuksilla on voimakas positiivinen korrelaatio (8).

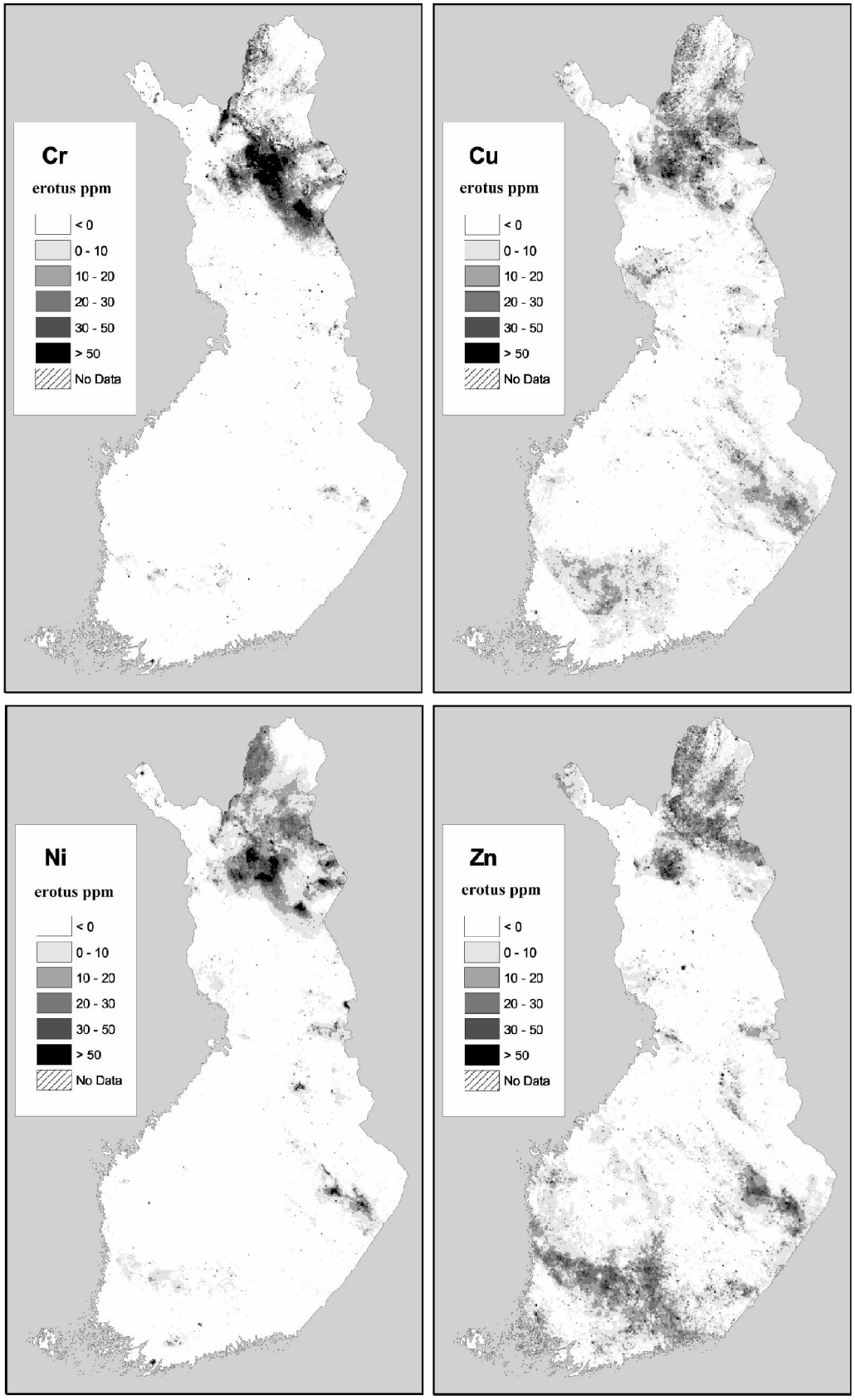
**Tulokset ja johtopäätökset**

Suomessa luonnontilaisen moreenimaaperän alle 2 mm lajitteen Cu-, Cr-, Ni- ja Zn-pitoi-suuden ja ehdotettujen laskennallisten tavoitearvojen (6) erotus on esitetty kuvassa 1. Kaikilla tutkituilla metalleilla tavoitearvot (6) ylittyvät laajalla alueella Lapissa ja Etelä-Pohjanmaalla, Hämeessä ja Outokummussa. Näillä alueilla maaperä sisältää luontaisesti korkeita metallipi-toisuuksia. Korkeat metallipitoisuudet aiheutuvat moreenin lähtömateriaalista, joka on kallio-perästä kulutettu mineraaliaines. Kuitenkin vain muutama prosentti voimakkaaseen happoon liukenevista metallipitoisuuksista on helppoliukoisessa biosaatavassa muodossa.

Miten kyseisillä alueilla, joilla maaperä sisältää luontaisesti korkeita mineraaliainekseen suhteellisen pysyvästi sitoutuneita metalleja, voidaan ympäristölupamenettelyssä rajata kunnostusvastuu yksittäisissä tapauksissa? Helpoin vaihtoehto olisi määrittää saneeraustarve sellaisilla analyysimenetelmillä, joilla korkeista luontaisista (vaikeasti liukenevista) tausta-pitoisuuksista olisi erotettavissa ihmisen toiminnasta luontoon päässeet helppoliukoiset ja haitalliset tavoitearvot ylittävät metallipitoisuudet. Korkeiden luontaisten taustapitoisuuksien alueilla tavoitearvona voisi käyttää muita kuin voimakkaaseen happouuttoon liukenevia metallipitoisuuksia. Heikoilla uuttomenetelmillä (neutraali tai puskuroitu suolaliuos) saavu-tetaan huomattavasti selkeämpi ero luontaisten taustapitoisuuksien ja ihmisen toiminnoista aiheutuneiden korkeiden pitoisuuksien välillä.

**Lähteet:**

1. Sorvari, J. & Assmuth, T. 1998. Saastuneiden maiden riskinarviointi - mitä, miksi, miten. Suomen ympäristökeskus, ympäristöopas 50. 152 s.
2.Ympäristöministeriö 1994. Saastuneet maa-alueet ja niiden käsittely Suomessa. Ympäristöministeriö, Ympäristönsuojeluosasto. Muistio 5/1994. 218 s.
3. Räisänen, M-L., Lehto, O., Hämäläinen, L. 1993. Mobility of toxic metals and arsenic, and determination of pollution risk in soils and sediments. Kuopion yliopiston julkaisuja C. Luon.tieteet ja ymp. tieteet 14, 236-238.
4. Salminen, R. & Gregorauskiene, V. 2000. Considerations regarding the definition of a geochemical baseline of elements in the surficial materials in areas differing in basic geology. Applied Geochemistry 15, 647-653.
5. Tarvainen, T., Kallio, E. 1999. Baselines of certain bioavailable and total heavy metal concentrations in Finland. In: Kuusisto, S., Isoaho, S. & Puhakka, J. (eds.) Fourth Finnish Conference of Environmental Sciences, Tampere, May 21-22, 1999: environmental science, technology and policy: proceedings. Water and environmental engineering. Report 9, 220-223.
6. Assmuth, T. 1997. Selvitys ja ehdotuksia ympäristövaarallisten aineiden pitoisuuksien ohjearvoista maaperässä. Suomen ympäristökeskus moniste 92. 56 s.
7. Salminen, R. (ed.) 1995. Alueellinen geokemiallinen kartoitus Suomessa 1982-1994. Geologian tutki-muskeskus. Tutkimusraportti 130. 47 s.
8. Tarvainen, T. 1995. The geochemical correlation between coarse and fine fractions of till in southern Finland. Journal of Geochemical Exploration 54, 187-198.




Kuva 1. Moreenimaaperän Cu-, Cr-, Ni- ja Zn-pitoisuuden laskennallisten tavoitearvojen (6) ja moreenimaaperän luontaisten pitoisuuksien erotus. Tummilla alueilla maaperän luontaiset pitoisuudet ovat korkeampia kuin laskennalliset tavoitearvot.

# Kangasmetsämaan maaperätunnusten alueellistaminen viidellä valuma-alueella Kainuussa

*Regional interpolation of mineral soil properties on five forested catchments in eastern Finland*

Hannu Mannerkoski *[1)], Ilpo Pentinpuro[2)] ja Leena Finér[3)]
[1)] Joensuun yliopisto, metsätieteellinen tiedekunta, PL 111, 80101 Joensuu
[2)] Metsähallitus/Länsi-Suomen Luontopalvelut, PL 36, 40101 Jyväskylä
[3)] Metsäntutkimuslaitos, Joensuun tutkimusasema, PL 68, 80101 Joensuu

## Johdanto

Maaperätunnusten on todettu vaihtelevan paljon pienialaisesti, erityisesti metsämailla, joilla maata ei ole sekoitettu tehokkaalla ja jatkuvalla muokkauksella. Vaihtelua voivat aiheuttaa vertikaalisuunnassa maannostumisprosessit ja tapahtunut maa-aineksen kerrostuminen sekä horisontaalisuunnassa maa-aineksen vaihteleva lajittuminen, puiden juuristojen aikaansaama sekoittava vaikutus tuulenkaatojen yhteydessä, juuristojen ja kivien vaikutus veden virtausolosuhteisiin, kasvillisuuden ja sen tuottaman karikkeen sekä maa-aineksen eri mineraalien epätasainen jakautuminen alueelle. Tavalliselta metsikkökoealalta voidaan melko helposti ottaa riittävän useita näytteitä alueen kattavasti, yhdistää ne analyysejä varten ja saada näin kohtuullisin kustannuksin luotettavia keskiarvoja kuvaamaan koealaa. Isolta valuma-alueelta, jolla on vaihteleva topografia ja useita erilaisia metsiköitä, ei eri osioilta otettuja näytteitä voi yhdistää, koska kaikilta niiltä pitäisi saada erilliset luotettavat keskiarvot. Esimerkiksi erilaisissa mallilaskelmissa voidaan tarvita tunnusten arvoja suhteellisen tiheältä ruudukolta. Laskentamenetelmiä, joilla tietyistä mittauspisteistä saatuja yksittäisiä havaintoja voidaan alueellistaa eli interpoloida myös välialueille, on useita ja ne asettavat erilaisia vaatimuksia olevalle mittaustiedolle.

Tutkimuksen tavoitteena oli selvittää, miten voitaisiin parhaiten laskea valuma-alueilta otetuista maanäytteistä koko valuma-aluetta kuvaavat tunnusluvut ja kuvata ominaisuuden vaihtelua valuma-alueen sisällä.

## Aineisto ja menetelmät

Tutkimuksen kohteena olivat VALU-projektin (Kangasmaan päätehakkuun ja maanmuokkauksen vaikutus veden ja ravinteiden kiertoon) (Finér ym. 1997) viisi valuma-aluetta Sotkamon ja Kuhmon eteläosissa. Valuma-alueiden koko vaihteli välillä 29 – 176 ha. Alueet kuuluvat keskiboreaaliseen vyöhykkeeseen. Niiden puusto on ollut suurelta osin pitkään käsittelemättä. Alueen peruskallio on muodostunut pääasiassa graniittigneissistä ja granodioriitista sekä kivennäismaa on pinta- ja pohjamoreenia. Valuma-alueilla on myös turvemaita, mutta tämä tutkimus rajattiin koskemaan vain kivennäismaakuvioita.

Kultakin valuma-alueelta oli otettu kangasmetsämaalta 11 – 27 koealalta maanäytteet humuskerroksesta ja kivennäismaasta kerroksittain (0-5, 5-20 ja 20-40 cm). Humuskerroksen näytteet muodostuivat 20:stä ja kivennäismaan 16:sta osanäytteestä. Tässä yhteydessä rajoitutaan humuskerroksen ja 0-20 cm:n kivennäismaakerroksen kokonaistypen (Kjeldahl), orgaanisen aineksen (hehkutushäviö) ja happamaan ammoniumasetaattiin (pH 4,65) uuttuvan kalsiumin ja fosforin määrien (kg/ha) tarkasteluun. Kivennäismaan tiheysnäyte oli kerroksesta 0-5 cm. Ravinnemäärien laskennassa otettiin lisäksi huomioon kivisyysrassilla määritetty kivien tilavuusosuus käyttäen Tammisen (1991)

esittämää kaavaa 0-20 cm:n kerrokselle muokattuna. Raekoostumusta kuvataan kerroksen 20-40 cm karkeiden (KHk-Sr) ja hienojen ainesten (Sa-HHt) osuuksilla.

Maaperätunnusten suhdetta topografiaan tutkittiin korrelaatioanalyysillä ja alueellistamisessa käytettiin käänteisneliö-, ordinary kriging ja universaali kriging menetelmää. Ordinary kriging -menetelmässä verrattiin myös valuma-aluekohtaisten ja koko aineistoon perustuvien semivarianssimallien käyttöä. Valuma-aluekohtaiset semivarianssimallit oli mahdollista laskea vain Iso-Kauhean sekä yhdistetylle Kangasvaaran ja Kangaslammen alueelle. Laskennat tehtiin GSTAT –ohjelmistolla (Pebesma 1998). Variogrammien laskennassa käytetyt pisteparien etäisyysluokat pyrittiin optimoimaan, että ne olisivat mahdollisimman pieniä ja kuitenkin sisältäisivät riittävästi havaintoja. Käytetyt etäisyysluokat vaihtelivat tapauskohtaisesti 60 ja 170 metrin välillä. Alueellistamismenetelmiä vertailtiin erikseen humuskerroksen ja kivennäismaan arvoilla ristiin testauksen avulla.

**Tulokset ja niiden tarkastelu**

Topografialla ei ollut suurta vaikutusta maaperätunnuksiin. Vain humuskerroksen typen määrä väheni rinteen jyrkentyessä (r = -0,29**) ja kivennäismaan hienojen ainesten osuus lisääntyi korkeusaseman kasvaessa (r = 0,29**). Melkein merkitsevästi (p<0,1) väheni humuskerroksen kalsiumin määrä myös rinteen jyrkentyessä (r = -0,20) ja lisääntyi kivennäismaan typen määrä rinteen suunnan asteluvun kasvaessa (r = 0,21).

Kivennäismaan raekokotunnuksilla havaittiin hyvin selvä aurokorrelaatiorakenne ja semivarianssit olivat myös selvästi suuntariippuvia (kuva 1). Autokorrelaatio ulottui pisimmälle suunnassa 128° (hienot lajitteet 950 m, karkeat lajitteet 960 m), joka vastaa hyvin viimeisen jääkauden jään kulkusuuntaa alueella, kun taas suunnassa 38° kantama oli pienin (630 m ja 350 m vastaavasti). Orgaanisen aineen määrällä humuskerroksessa ei esiintynyt autokorrelaatiorakennetta ollenkaan. Sen onkin todettu riippuvan enemmän etäisyydestä puiden runkoihin kuin havaintopisteiden välillä (Järvinen ym. 1993). Humuskerroksessa typen ja fosforin autokorrelaatio ulottui 200-250 metrin etäisyydelle, mutta kalsium käyttäytyi kuin orgaanisen aineen määrä (kuva 2). Kivennäismaassa tutkituilla ravinteilla oli autokorrelaatiota 250-700 metriin asti.

*Kuva puuttuu*

Kuva 1. Kivennäismaan (20-40 cm) hienojen jakeiden (< 0,06 mm) semivariogrammimallit koko aineistolle suuntaan 38° ja suuntaan 128°. Laskennassa käytetyt etäisyysluokat 100 m. Kunkin pisteen vieressä pisteparien lukumäärä kyseisessä luokassa.

Humuskerroksen kalsium (kg/ha) Kivennäismaan (0-20 cm) fosfori (kg/ha)
Humuskerroksen typpi (kg/ha) Humuskerroksen fosfori (kg/ha)

Kuva 2. Koko aineiston humuskerroksen typen, fosforin ja kalsiumin ja kivennäismaan fosforin määrien semivariogrammit ja niihin sovitetut mallit. Humuskerroksessa 100 metrin ja kivennäismaan fosforilla 60 metrin etäisyysluokat.

Menetelmien väliset erot olivat humuskerroksen yhteydessä pieniä. Kivennäismaan tunnuksia kaikki kriging –menetelmät ennustivat tuntemattomia pisteitä paremmin kuin käänteisneliömenetelmä. Valuma-aluekohtaisten semivarianssimallien käyttö antoi paremman tuloksen kuin koko aineistosta laskettujen mallien. Mallien ennustevirhe ja ennusteiden keskihajonta oli kaikilla menetelmillä melko suuri johtuen koealojen välisistä suurista etäisyyksistä.

**Kirjallisuus**

Finer, L., Ahtiainen, M., Mannerkoski, H., Möttönen, V., Piirainen, S., Seuna, P. ja Starr, M. 1997. Effects of harvesting and scarification on water and nutrient fluxes. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 648. 38 s.

Järvinen, E., Hokkanen, T. J. ja Kuuluvainen, T. 1993. Spatial heterogeneity and relationships of mineral soil properties in a boreal Pinus sylvestris stand. Scandinavian Journal of Forest Research 8: 435 – 445.

Pebesma, E. J. 1998. GSTAT users manual. Osoitteessa: http://www.geog.uu.nl/gstat/manual

Tamminen, P. 1991. Kangasmaan ravinnetunnusten ilmaiseminen ja viljavuuden alueellinen vaihtelu Etelä-Suomessa. Folia Forestalia 777. 40 s.

# Raskasmetallien (Cu, Ni, Zn, Pb) ja arseenin kertyminen turvesedimentteihin Cu-Ni- sulaton lähiympäristössä

*Enrichment of Cu, Ni, Zn, Pb and As in an ombrotrophic peat bog near a Cu-Ni smelter in SW Finland*

Tiina Nieminen [1)*], Liisa Ukonmaanaho[1)] ja William Shotyk [2)]
[1)] Finnish Forest Research Institute, P.O. Box 18, FIN-01301 Vantaa
[2)] Geological Institute, University of Berne, Balzerstrasse 1, CH-3012, Berne, Switzerland

**Tiivistelmä**
Ilmaperäisten raskasmetallien ja arseenin kertymistä suon pintaturpeeseen selvitettiin 2,4 km Harjavallan Cu-Ni- sulatosta lounaaseen sijaitsevalta tupasvillarämeeltä otetusta kairanäytteestä (syvyys 15 cm). Vertailunäyte otettiin vastaavalta suotyypiltä Hietajärveltä, Pohjois-Karjalasta (ei paikallisia päästölähteitä). Ainepitoisuudet määritettiin EMMA menetelmällä 1 cm paksuisista viipaleista ja ainepitoisuuksista laskettiin rikastumiskertoimet. Harjavallan suon Cu ja Ni pitoisuudet olivat erittäin suuria verrattuina Hietajärven suon vastaaviin pitoisuuksiin. Sitävastoin Harjavallassa vain ylimmän 6 cm turvekerroksen Pb-rikastumiskertoimet olivat suurempia kuin vastaavat Hietajärven arvot. Rikastumiskertoimien syvyyssuuntaisen vaihtelun mukaan tutkitut alkuaineet voidaan jakaa kahteen ryhmän: Cu ja Pb ovat keskenään melko samanlaisia, ja toisaalta Ni, Zn ja As muodostavat toisen, vaihtelultaan melko yhtenäisen ryhmän. Kuparin syvyysjakauma osoittaa ilmaperäisen kuparin pidättyvän voimakkaasti suon turvekerrostumiin.

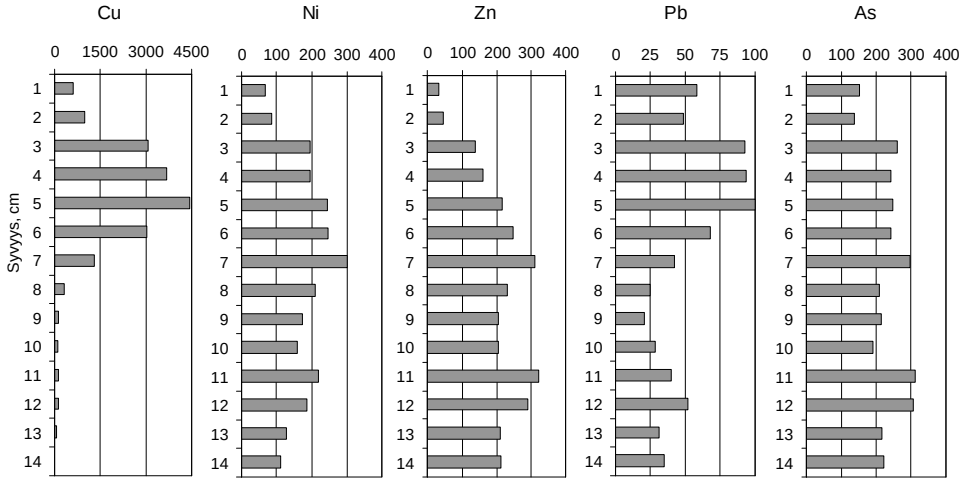
**Johdanto**
Ihmistoiminnoista aiheutuvat raskasmetallipäästöt vaikuttavat voimakkaasti useiden hivenaineiden globaaliin ja paikallisiin kiertoihin[1]. Ekosysteemin kyky pidättää ilman kautta tulevaa laskeumaa vaihtelee ekosysteemin tyypistä ja laskeuman laadusta riippuen. Haitallisten aineiden vähittäinen siirtyminen alaspäin maaperässä on uhka pohjavesien laadulle. Ombrotrofisilta soilta otetuista turvesedimenttinäytteistä on pystytty määrittämään takautuvasti ilmaperäisten metallien laskeumahistoriaa. Etenkin lyijyn laskeumahistoriasta on jo useita luotettavia selvityksiä tuhansien vuosien aikajaksoilta[2,3,4]. Turvesedimenttien avulla voidaan toisaalta tehdä päätelmiä myös metallien liikkuvuudesta orgaanisessa maassa. Tässä tutkimuksessa verrattiin Cu-Ni- sulaton lähiympäristöstä otetun turvenäytteen kertymiä tausta-alueelta Itä-Suomesta otetun näytteen kertymiin.

**Aineisto ja menetelmät**
Kuparisulatto aloitti toimintansa Harjavallassa vuonna 1945 ja nikkelin sulatus aloitettiin vuonna 1959. Tehdas aloitti päästöjen säännöllisen seurannan vasta vuonna 1985, joten aiemmista päästöistä on käytettävissä vain tuotantomäärien perusteella tehtyjä karkeita arvioita.

Harjavallan sulaton läheiseltä (2,4 km lounaaseen) tupasvillarämeeltä otettiin kairalla turvenäyte (15 cm x 5 cm x 5 cm) syksyllä 1999. Vertailunäyte otettiin tausta-alueelta Itä-Suomesta (Hietajärvi), missä paikallisia päästölähteitä ei ole. Kairanäytteet jäädytettiin heti maastossa nestetyppeen upottamalla. Näytteet sahattiin 1 cm paksuisiksi viipaleiksi, kuivattiin105 °C ja jauhettiin Bernin yliopistossa Sveitsissä. Cu, Ni, Pb, Zn ja As pitoisuudet mitattiin Energy-dispersive Miniprobe Multielement Analyzer (EMMA) -menetelmällä Ontariossa, Kanadassa.

Pitoisuuksista laskettiin rikastumiskertoimet luontaisten tekijöiden aiheuttaman vaihtelun poistamiseksi. Jokaiselle näytteelle laskettiin ’tutkittu alkuaine/Ti’ –suhde, joka jaettiin edelleen

maankuoren vastaavalla suhteella käyttäen Wedepohlin maankuoren pitoisuusarvoja[5]. Rikastumiskertoimet ilmaisevat turvesedimenttien ainepitoisuuksien suuruuden suhteessa maankuoren pitoisuuksiin.




Kuva 1. Harjavallan turvepatsaan raskasmetallien ja arseenin rikastumiskertoimet.

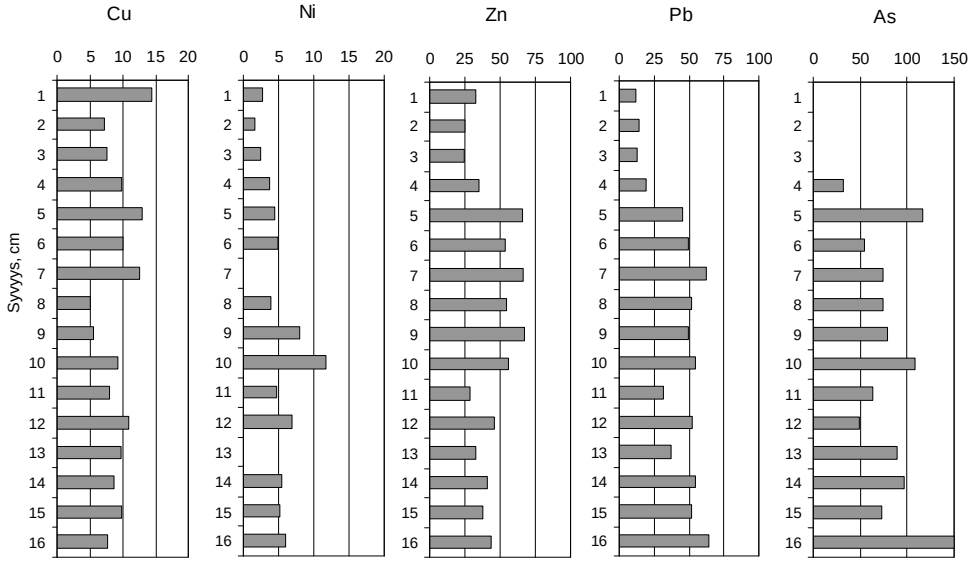
**Tulokset ja tulosten tulkinta**

Rikastumiskertoimien syvyysvaihtelun perusteella tutkitut aineet voidaan jakaa kahteen ryhmään: Cu ja Pb ovat keskenään melko samanlaiset, ja toisaalta Ni, Zn ja As muodostavat keskenään melko yhtenäisen ryhmän (Kuva 1). Kuparin rikastumiskertoimen voimakas pieneneminen pinnasta noin 9 cm:n syvyyteen mentäessä (4420 kertaisesta 45 kertaiseen) osoittaa ilmaperäisen kuparin pidättyvän voimakkaasti turpeeseen. Cu:n ja Pb:n tiedetäänkin muodostavan humusaineiden kanssa hyvin pysyviä ja niukkaliukoisia yhdisteitä, sen sijaan Zn:n ja Ni:n muodostamat metalli-orgaaniset yhdisteet ovat melko heikosti pysyviä[6]. Ni:n rikastumiskertoimien arvot ovat suhteellisen suuria yli 7-8 cm syyvyydessä verrattuna vastaaviin Cu-arvoihin. Tämä viittaa Ni:n liikkumiseen turpeessa, sillä Ni päästöthän ovat alkaneet noin 15 vuotta myöhemmin kuin Cu päästöt. Lisäksi se, että turpeen Ni arvot ovat kauttaaltaan Cu arvoja pienemmät, vahvistaa oletusta Ni:n liikkumisesta turveprofiilissa, sillä Ni tuotannosta aiheutuneiden pölypäästöjen on arvioitu olleen 1970-luvulla jopa Cu-tuotannosta aiheutuneita päästöjä suurempia. Toisaalta Ni:ä sisältävät hiukkaset saattavat kulkeutua kauemmas päästölähteestään kuin Cu:a sisältävät hiukkaset, mikä aiheuttaisi suhteellisesti alhaisemman Ni-laskeuman sulaton välittömässä läheisyydessä.

Turpeeseen kertyneet Cu ja Ni määrät Harjavallassa ovat erittäin suuria. Harjavallan turpeen Cu:n rikastumiskertoimet ovat satakertaisia Hietajärven turpeen arvoihin verrattuina, ja Ni arvot vastaavasti kymmenkertaisia (Kuva 2). Vastaavan suuruista Cu:n ja Ni:n rikastumista on todettu myös kangasmetsämaan orgaanisessa kerroksessa Harjavallan sulaton lähiympäristössä[7]. Saastuneen humuksen Cu- pitoisuudet olivat 200-800 kertaiset vastaavan metsätyypin keskiarvopitoisuuteen verrattuina. Ni-pitoisuudet olivat puolestaan 40-90 kertaiset keskiarvoon verrattuina.

Zn:n ja As:n rikastumiskertoimien syyvyysjakaumassa ei ole selvää vaihtelusuuntaa, mutta Harjavallan turpeen selvästi Hietajärven turvetta suuremmat arvot osoittavat sulattotoiminnan aiheuttaman Zn- ja As-laskeuman selvää kertymistä. Pb:n rikastumiskertoimien syvyysjakauma on hyvin samankaltainen

kuin Cu:n, mutta kaikki Pb-arvot ovat paljon Cu-arvoja pienemmät. Ainoastaan ylimmän 6 cm:n turvekerroksen rikastumiskertoimet ovat Harjavallassa suuremmat kuin Hietajärvellä.




Kuva 2. Hietajärven turvepatsaan raskasmetallien ja arseenin rikastumiskertoimet.

**Kirjallisuus:**

1. Nriagu, J.O.& Pacyna, J.M. 1988. Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. Nature 333:134-139.
2. Shotyk, W. 1995. Natural and anthropogenic enrichments of As, Cu, Pb, Sb, and Zn in ombrotrophic Wversus minerotrophic peat bog profiles, Jura mountains, Switzerland. Water, Air, and Soil Pollution 90:375-405
3. Shotyk, W., Appleby, P.G., Cheburkin, A.K., Frankhauser, A.& Kramers, J-D. 1997. Lead in three peat bog profiles, Jura mountains, Switzerland: enrichment factors, isotopic composition, and chronology of atmospheric deposition. Water, Air, and Soil Pollution 100:297-310.
4. Shotyk, W., Weiss, D., Appleby, P.G., Cheburkin, A.K. Frei, R., Gloor, M. Kramers, J.D., Reese, S. & van der Knaap, W.O. 1998. History of atmospheric lead deposition since 12,370 C yr BP from a peat bog, Jura mountains, Switzerland. Science 281:1635-1640.
5. Wedepohl, K.H. (1995), The composition of the continental crust. Geochim. Cosmochim. Acta 59:1217-1232.
6. Bergkvist, B. 1989. Fluxes of Cu, Zn, Pb, Cd, Cr, and Ni in temperate forest ecosystems. Water, Air, and Soil Pollution 47:217-286.
7. Derome, J. 2000. Effects of heavy-metal and sulphur deposition on the chemical properties of forest soil in the vicinity of a Cu-Ni smelter, and means of reducing the detrimental effects of heavy metals. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 769. Helsinki. Hakapaino.

# Tarkennusta peltojemme fosforilannoitukseen!

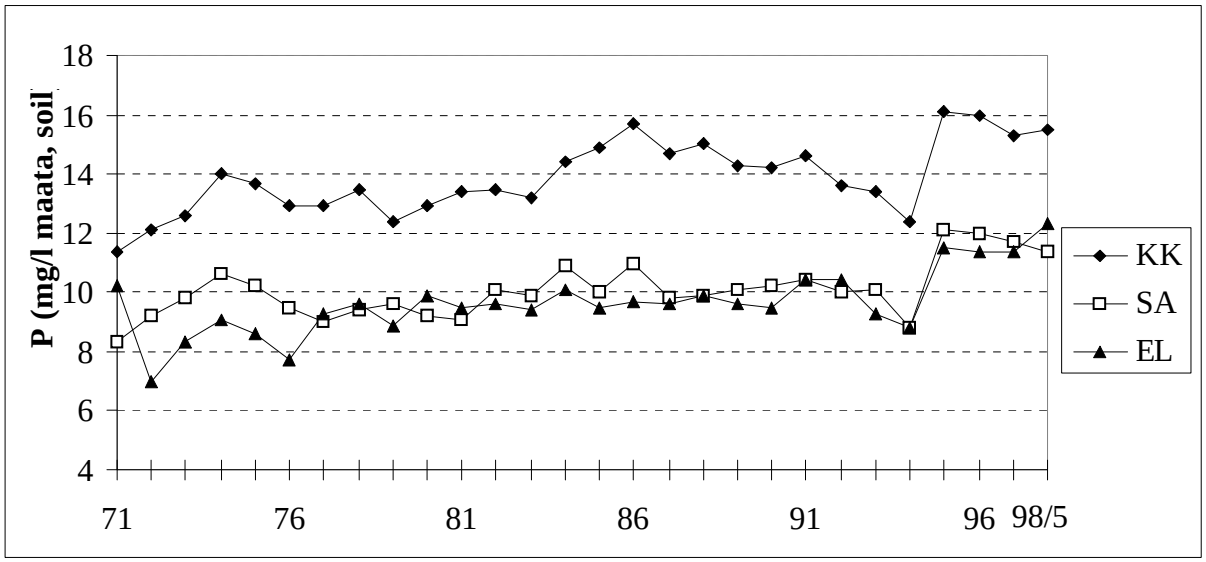
*More accurate phosphorus fertilization to the fields of Finland!*

Arja Nykänen[1)], Markku Yli-Halla[2)] ja Väinö Mäntylahti[3)]
1) Maatalouden tutkimuskeskus, Ekologinen tuotanto, 51900 Juva
2) Maatalouden tutkimuskeskus, Luonnonvarat, 31600 Jokioinen
3) Viljavuuspalvelu Oy, 50100 Mikkeli:

Kaavamainen ympäristöohjelman perustason mukainen fosforilannoitus johtaa tarvetta huonosti vastaavaan lannoitukseen viljavuusasteikon ylä- ja alapäässä. Karjatiloilla, joilla peltojen fosforitila on usein keskimääräistä parempi, lannan fosfori tulisi ottaa riittävästi huomioon väkilannoitusta mitoitettaessa. Niukasti fosforia sisältävillä mailla nykyisenkaltainen lannoitus puolestaan on tarvetta alempi ja johtaa aikaa myöten sadon menetyksiin. Tarkennettujen tasojen mukaista lannoitefosforin käyttöä tulisikin voimakkaasti edistää.

## Johdanto

Väkilannoitefosforin käyttö peltohehtaaria kohti oli korkeimmillaan vuonna 1975 (35 kg/ha, Kuva 2), mutta peltojemme helppoliukoisen fosforin (P) varat kasvoivat tasaisesti vielä 10 vuotta tämän jälkeen (Kuva 1). Maataloudesta vesistöihin tulevaan ravinnekuormitukseen alettiin 1980-luvulla vähitellen kiinnittää huomiota. MAVERO-yhteistyöprojekti (1) oli ensimmäinen laaja hanke, jossa selvitettiin maataloudesta peräisin olevan typpi- ja fosforikuormituksen suuruutta ja vaikutuksia ja etsittiin keinoja kuormituksen vähentämiseen. Maatalouden ympäristöohjelma pyrkii vähentämään pelloilta vesiin johtuvaa fosforikuormitusta. Perustuen saaminen edllyttää mm., että fosfori- ja typpilannoitus ei ylitä tukiehtojen mukaisia enimmäismääriä.




Kuva 1. Maan liukoisen fosforin pitoisuus (mg/l maata) 1971-1998 eri maalajiryhmissä Viljavuuspalvelu Oy:ssä analysoiduissa näytteissä. (KK=karkeat kivennäismaat, SA=savimaat, EL=eloperäiset maat).

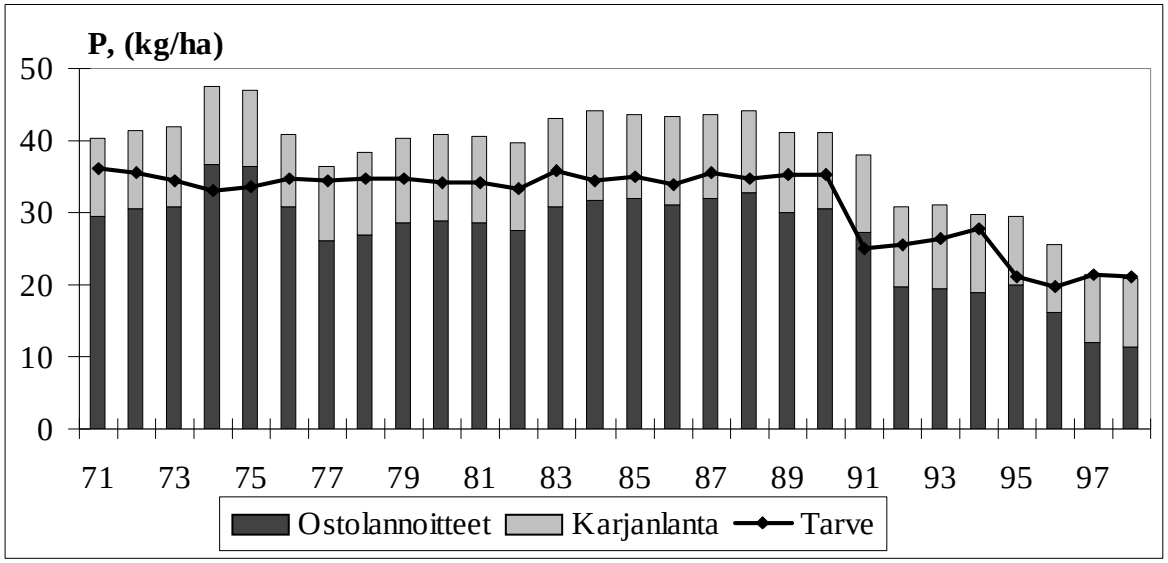
## Aineisto ja menetelmät

Arvio Suomen peltojen keskimääräisestä P-lannoitustarpeesta perustuu viljavuusanalyysin tulosten jakaumaan, peltoalan käyttöön (Maatalouden vuositilastot 1971-74, Maatilatilastolliset vuosikirjat 1986-1998) ja kunkin viljavuusluokan P-lannoitussuosituksiin (2, 3, 4) vuosina 1971-98. Nurmi- ja vilja-alan oletettiin jakautuvan samassa suhteessa kaikissa viljavuusluokissa ja kaikilla maalajeilla. Käytimme tätä tasaista jakaumaoletusta maalajien osalta, koska koko ajalta ei ole olemassa eri kasvien maalajikohtaisia jakaumatietoja. Perunaa oletettiin viljeltävän karkeilla kivennäismailla ja sokerijuurikasta savimailla. Koko viljellyn pinta-alan jakautuminen eri maalajien kesken on laskettu Viljavuuspalvelu Oy:ssä analysoitujen näytteiden määrästä viisivuotiskauden keskiarvona. Viljan fosforilannoitustarve laskettiin rehuohralle annettujen suositusten perusteella ilman satotasokorjausta. Nurmista oletettiin korjattavan kaksi säilörehusatoa. Kaikkien peruna- ja sokerijuurikasmaiden oletettin edustavan fosforiluokkaa ‘korkea’.

Lannoitefosforin käyttömäärät saatiin Kemira Agro Oy:n myyntitilastoista (5). Karjanlannan fosfori oletettiin levitettävän tasaisesti kaikille viljelyssä oleville pelloille. Kotieläinten tuottaman lannan fosforimäärä laskettiin eläinmäärien (Maatalouden vuositilastot 1971-74, Maatilatilastolliset vuosikirjat 1986-1998), niiden tuottaman lantamäärän (6) sekä lantojen fosforipitoisuuden (4) perusteella.

## Tulokset

1980-luvulla laskennallinen fosforilannoitustarve oli noin 35 kg/ha, mutta lannoitussuositusten pienennyttyä v. 1991 lannoitustarve on laskenut (Kuva 1). Vuosien 1991-98 keskimääräinen fosforilannoituksen tarve oli näin laskettuna 20-25 kg P/ha.Toteutunut keskimääräinen fosforilannoitus (väkilannoitteet + lanta) oli 1970- ja 80-luvulla laskennallista lannoitustarvetta suurempi. 1990-luvulla lannoitefosforin myynti on laskenut, ja vuodesta 1992 alkaen väkilannoitteiden sisältämän fosforin käyttö on ollut selvästi vähäisempää kuin laskennallinen lannoitustarve. Karjanlannan sisältämä fosfori paikkaa tätä vajausta vaihtelevasti tilan tuotantosuunnasta riippuen. Kahtena viimeisenä tarkasteluvuonna lannan ja väkilannoitteiden sisältämän fosforin yhteismäärä oli saman suuruinen kuin laskennallinen lannoitustarve.




Kuva 2. Laskennallinen P-lannoituksen tarve sekä toteutunut P-lannoitus vuosina 1971-98.

**Tulosten tulkinta**

Tämä laskelma viittaa siihen, että paljon puheena ollut tarpeettoman runsas fosforilannoitus olisi loppunut. Fosforilannoituksen vähennyttyä nykyiselle tasolle maasta poistuu satojen mukana suunnilleen sama määrä fosforia kuin lannoituksena maahan lisätään (7). Tämä on kuitenkin keskiarvotilanne, mikä merkitsee sitä, että osalla pelloista P-varat vähenevät ja osalla lisääntyvät. Maatalouden ympäristöohjelmasta tehdyn tutkimuksen mukaan valtaosa viljelijöistä lannoittaa perustason mukaan (8). Korkeissakin viljavuusluokissa oleville pelloille levitetään yleisesti ympäristötuen sallima enimmäismäärä fosforia, vaikka lannoitustarve on viljavuustutkimuksen mukaan pienempi. Tästä seuraa väistämättä, että niukasti fosforia sisältäville maille levitetään tätä ravinnetta lannoitustarvetta pienempi määrä.

**Kirjallisuus**

1. Rekolainen, S., Kauppi, L. & Turtola, E. 1992. Maatalous ja vesien tila. MAVEROn loppuraportti. Luonnonvarainneuvosto. Maa- ja metsätalousministeriö. Luonnonvarajulkaisuja 15. 61p.
2. Viljavuuspalvelu 1986. Viljavuustutkimuksen tulkinta peltoviljelyssä. 63 p.
3. Viljavuuspalvelu 1992. Viljavuustutkimuksen tulkinta peltoviljelyssä. 64 p.
4. Viljavuuspalvelu 1998. Viljavuustutkimuksen tulkinta peltoviljelyssä. 30 p.
5. Kemira Agro Oy. 1999. Lannoitteiden myynnin jakautuminen maaseutukeskusalueittain. Lannoitusvuosi 1997/98. Toim. Kekäläinen A. 9 p.
6. Holma, M. 1981. Esitutkimus lannan hyväksikäytöstä. Suomen Itsenäisyyden Juhlavuoden 1967 Rahasto. 65 p.
7. Saarela, I., Järvi, A., Hakkola, H. & Rinne, K. 1995. Fosforilannoituksen porraskokeet 1977-1994. Maatalouden tutkimuskeskus. Tiedote 16/95. 94 p. + 14 liittettä.
8. Grönroos, J., Rekolainen, S., Palva, R., Granlund, K., Bärlund,I., Nikander, A. & Laine, Y. 1998. Maatalouden ympäristötuki. Toimenpiteiden toteutuminen ja vaikutukset v. 1995-1997. Suomen ympäristökeskus. Suomen ympäristö 239. 77 p.

# Alumiinin ja raudan saostuminen suomalaisissa podsoleissa

*Al and Fe precipitation in Finnish podzols*

Marja Liisa Räisänen[1)] ja Suvi Tauriainen*[2)]
[1)] Geologian tutkimuskeskus
PL1237, 70211 Kuopio
[2)] Oulun yliopisto, Geotieteiden laitos
PL 3000, 90401 Oulu,

## Johdanto

Podsolimaannoksen tunnusomaiset kerrokset ovat vaaleanharmaa huuhtoutumis- (E) ja ruosteenruskea tai punertavan ruskea rikastumiskerros (B). Yleisenä käsityksenä on, että huuhtoutumiskerroksessa mineraalien rapautumisesta vapautuvat rauta ja alumiini kulkeutuvat alaspäin sitoutuneena orgaanisiin molekyyleihin ja saostuvat alla olevaan rikastumiskerrokseen. On myös esitetty käsitys, että rauta ja varsinkin alumiini kulkeutuvat epäorgaanisina sooleina huuhtoutumiskerroksesta ja saostuvat epäorgaanisina seskvioksideina rikastumiskerrokseen (1,2).

Tässä tutkimuksessa selvitetään alumiinin ja raudan saostumismekanismia eri-ikäisissä podsoliprofiileissa Suomessa. Saostumien määriä ja luonnetta kuvataan spesifisten uuttomenetelmien avulla. Pyrofosfaattiuuttomenetelmällä määritetään raudan ja alumiinin sitoutuminen orgaaniseen fraktioon (3). Epäorgaanisten saostumien koostumus määritetään happamalla oksalaattiuuttomenetelmällä. Oksalaattiin (pH 3) liukenevat puolikiteiset ja kiteiset rauta- ja alumiinihydroksidi-oksidimineraalit (4).

## Tutkimusmenetelmät

Näytteet otettiin vuosien 1992-1995 aikana Geologian tutkimuskeskuksen maannoskartoituksen yhteydessä. Maannoskerrosnäytteet otettiin hiekkamoreenimaista lapiolla kaivetuista kuopista eri puolilta Suomea. Kuoppien syvyydet vaihtelivat 50-80 cm:iin maannoskerrosten paksuudesta riippuen. Näytekerrokset olivat huuhtoutumis- (E), rikastumis- (B), vaihettumis- (BC) ja pohjamaakerrokset (C). Rikastumiskerroksesta näytteet otettiin erikseen ylä- (B1) ja alaosasta (B2). B1-kerros vastaa joko Bh tai Bhs-kerrosta ja B2 Bs-kerrosta. Maannostyypiltään podsolit kuuluivat Soil Taxonomy-luokituksen mukaan Typic Haplocryod -ryhmään ja FAO-luokituksen mukaan Haplic Podsol -ryhmään.

Alumiinin ja raudan pitoisuudet orgaanisessa fraktiossa määritettiin natriumpyrofosfaatti pH 10 – uuttomenetelmällä (5). Piin, alumiinin ja raudan pitoisuudet epäorgaanisessa fraktiossa määritettiin happamalla oksalaattiuuttomenetelmällä (5). Pitoisuudet molemmista uutteista mitattiin AAS-tekniikalla. Pyrofosfaattiuuttoisesta raudasta käytetään lyhennettä Fep ja alumiinista Alp. Oksalaattiuuttoista rautaa kuvaa lyhenne Feo, alumiinia Alo ja piitä Sio.

Maannosten ikä määritettiin kohteittain alueen rantapintatutkimuksissa määritettyjen ikien mukaan (5, 6). Maannokset luokiteltiin ikäryhmiin nuoret maannokset <5000 vuotta (3000-5000), 5001-7000 vuotta (Litorina vaihe), 7001-9000 vuotta (Ancylus-vaihe) ja vanhoihin maannoksiin, joiden ikä on yli 9000 vuotta.

**Tulokset**

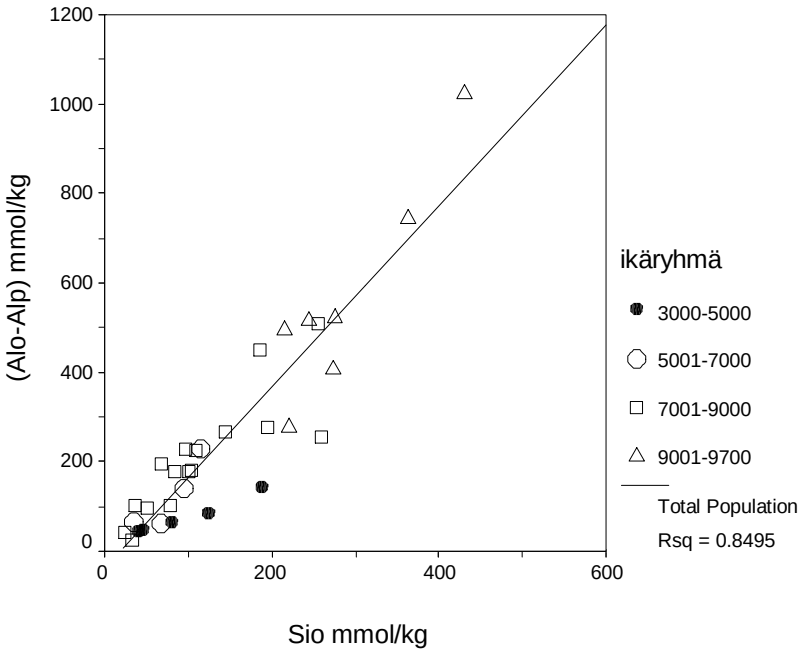
Tulokset osoittavat, että raudan saostuminen orgaaniseen fraktioon on tunnusomaista nuorille podsolimaannoksille ja -maannoksille, jotka sisältävät runsaasti emäksisistä kivilajeista lähtöisin olevia mineraaleja (ks. Fep/Alp-suhde taulukossa 1). Sen sijaan epäorgaanisen raudan jakaantumisen maannoksissa ei havaittu riippuvan maannoksen iästä. Yli 9000 vuotta vanhoissa podsoleissa on vähän orgaanista rautaa. Niitä leimaa epäorgaanisten alumiini-piisaostumien runsaus (Taulukko 1). Vastaavanlainen ero saostumamekanismissa on havaittu Lapin podsoleissa (7, 8).

Suhdelukua (Alo-Alp)/Sio on käytetty kuvattaessa alumiinisaostumien, protoimogoliitti-allofaani -mineraalien esiintymistä maannoksessa (9). Suhdeluvun ollessa <2, esiintyy puolikiteistä protoimogoliittia (tai allofaania) ja kun suhdeluku on >2, esiintyy kiteistä imogoliittia (4, 9). Epäorgaanisen alumiinin (Alo-Alp) ja piin (Sio) välisen suhteen jakautuminen eri ikäisissä maannoksissa näkyy kuvassa 1 ja taulukossa 1.

Suurin osa tämän tutkimuksen rikastumiskerroksista sisältää protoimogoliitti-allofaani –mineraaleja suhdeluvun ollessa >1 (4). Yli kaksi olevia suhdelukuja saatiin rikastumiskerroksille, joiden ikä oli yli 6000 vuotta. Voidaankin todeta, että kiteistä imogoliittia alkaa muodostua Suomen oloissa yli 6000 vuotta vanhoissa maannoksissa, jotka ovat syntyneet hiekkaiseen moreenimaahan. Tämä on yhtenevä aiemmin saatuun tulokseen, minkä mukaan paisuvahilainen smektiitti alkaa muodostua moreeneihin syntyneissä podsolimaissa, joiden ikä on yli 6000 vuotta (10).

Taulukko 1. Fep/Alp ja (Alo-Alp)/Sio –suhteiden jakautuminen B1- ja B2-kerroksissa eri-ikäisissä podsolimaannoksissa. Suhteet on laskettu millimooleina per kilo kuiva-ainetta (ks. teksti).

| **Ikäryhmä** | **Minimum** | | **Maximum** | | **Mean** | | **Median** | | **Valid N** |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | **Fep/Alp** | | | | | | | | |
| | **B1** | **B2** | **B1** | **B2** | **B1** | **B2** | **B1** | **B2** | |
| **9001-9700** | .14 | .09 | .66 | .23 | **.35** | .16 | .26 | .16 | N=7 |
| **7001-9000** | .16 | .11 | 2.22 | .52 | **.59** | .22 | .33 | .19 | N=16 |
| **5001-7000** | .18 | .11 | 1.20 | .73 | **.56** | .34 | .43 | .27 | N=4 |
| **3000-5000** | .41 | .22 | 1.64 | .88 | **.81** | .51 | .63 | .49 | N=5 |
| | **(Alo-Alp)/Sio** | | | | | | | | |
| | **B1** | **B2** | **B1** | **B2** | **B1** | **B2** | **B1** | **B2** | |
| **9001-9700** | 1.25 | 1.35 | 2.37 | 12.03 | **1.92** | 3.31 | 2.04 | 1.97 | N=7 |
| **7001-9000** | .70 | 1.18 | 2.83 | 3.03 | **1.87** | 2.11 | 1.87 | 2.16 | N=16 |
| **5001-7000** | .93 | 1.20 | 2.01 | 2.37 | **1.55** | 1.68 | 1.64 | 1.57 | N=4 |
| **3000-5000** | .69 | .72 | 1.13 | 1.45 | **.89** | 1.12 | .81 | 1.20 | N=5 |




Kuva 1. Epäorgaanisen alumiinin (Alo-Alp) ja piin (Sio) jakautuminen eri-ikäisten maannosten B1-kerroksessa. Lineaarisen regressiosuoran yhtälö on y = 2.0246x – 38.048.

**Kirjallisuusviitteet:**

1. Farmer, V. C., Russell, J. D. & Berrow, M. L. 1980. Imogolite and proto-imogolite allophane in spodic horizons: evidence for a mobile aluminium silicate complex in podzol formation. Journal of Soil Science 31: 673-684.
2. Lundström, U., van Breemen, N, & Bain, D. 2000. The podzolization process. A review. Geoderma 94: 91-107.
3. McKeague, J. A. 1967. An evaluation of 0.1 M pyrophoshate and pyrophoshate-dithionite in comparison with oxalate as extractants of the accumulation products in podzols and some other soils. Canadian Journal of Soil Science 47: 95-99.
4. Dahlgren, R. A. 1994. Quantification of allophane and imogolite. In: Bartels, J. M. (ed. ) Quantitative methods in soil mineralogy. Soil Science Society of America, Inc. Madison, Wisconsin: p. 430-451.
5. Räisänen, M. L. 1996. Geochemistry of podzolized tills and the implications for aluminium mobility near industrial sites: A study in Kuopio, eastern Finland. Geological Survey of Finland Bulletin 387: 72 p.
6. Petäjä-Ronkainen, A., Peuraniemi, V. & Aario, R. 1992. On podzolization in glaciofluvial material in northern Finland. Annales Academiae Scientiarum Fennicae Series A, III. Geologica-Geographica 156: 19 p.
7. Pohjola, R. & Räisänen, M. L. 1998. Aluminium and iron precipitation in podzols in the subarctic area, Finland. Proceedings of the 16th World Congress of Soil Science, Montpellier France 20-26/08/1998, Symposium No 22: 1-7 pp., Cd-rom.
8. Gustafsson, J. P., Bhattacharya, P., Bain, D. C., Fraser, A. R. and McHardy, W. J. 1995. Podzolization mechanisms and the synthesis of imogolite in northern Scandinavia. Geoderma 66: 167-184.
9. Parfitt, R. L. 1990. Allophane in New Zealand – A review. Australian Journal of Soil Science 28: 343-360.
10. Righi, D. Räisänen, M. L. & Gillot, F. 1997. Clay transformations in podzolized tills in central Finland. Clay Minerals 32: 531-544.

# Sijoitetun fosforin liikkuminen maassa

*Movement of placed phosphorus in soils*

Into Saarela* ja Katariina Saarela
Maatalouden tutkimuskeskus, 31600 Jokioinen

Maahan lisätty vesiliukoinen fosfori liikkuu valuvan veden mukana tavallisesti hyvin hitaasti, koska vapaat fosfaatti-ionit ovat kemiallisesti aktiivisia aineita, jotka tarttuvat lujin sidoksin maahiukkasten pinnoille. Happamien maiden fosforinpidätyskapasiteetti riippuu lähinnä aktiivisen alumiinin ja raudan määrästä suhteessa labiilin fosforin määrään eli kyllästys-asteesta. Vesiliukoinen lannan ja lannoitteiden fosfori voi myös kiteytyä maanesteeseen liuenneiden monenarvoisten metalli-ionien kuten kalsiumin kanssa ja saostua niukka-liukoisina fosfaatteina kiinteän maa-aineksen ominaisuuksista riippumatta, mutta saostuminen on tehokasta vain emäksisissä maissa. Pidätyskapasiteetin ylittävät suuret kerta-annokset tai vähitellen kertyvät fosforimäärät jäävät osittain maanesteeseen huuhtoutumiselle alttiiksi. Pinnalle levitettyä liukoista fosforia voi huuhtoutua pintavalunnassa niukkafosforisiltakin pelloilla, kun multaamattomat lannoitteet eivät pääse riittävän kiinteään kosketukseen maa-aineksen kanssa. Sijoitettaessa fosforilannoitetta pesäkkeisiin sitä ympäröivä maa kyllästyy kokonaan, mutta fosforilla rikastuneen maan tilavuus jää melko pieneksi.

## Aineisto ja menetelmät

Sijoitetun fosforin liikkumista kartoitettiin kehittämällämme uudella kolorigraafisella tekniikalla, jossa maasta rautaoksidipaperiin diffundoitunut fosfori värjätään molybdeeni-sinimenetelmällä suoraan tälle paperille (1). Fosfaatin keräimenä käytetty paperi oli samaa, jota aikaisemmin käytettiin ns. fosforin diffuusiotestissä (2). Se valmistettiin imeyttämällä suodatinpaperiin ferrikloridiliuosta ja muuttamalla rauta ammoniakkihöyryllä oksidiksi. Maan pinnalle lisättyjen yksittäisten lannoiterakeiden fosforin kulkeutumista tutkittaessa fosforilla rikastuneet alueet kartoitettiin koskemattoman maan pinnasta. Koeastioihin renkaaksi ja pellolle riviin sijoitun lannoitefosforin kulkeutumista kasvukauden aikana mitattiin lannoiteriviä pitkin tehdyistä vaaka- ja pystysuorista leikkauksista (1). Tutkittaessa pienlysimetreihin lisätyn fosforin huuhtoutumista valuvan veden mukana Fe-oksidipaperi puristettiin maahan tehtyyn pystysuoraan viiltoon (3). Perustettaessa nurmille annettujen suurten fosforimäärien huuhtoutumista syvemmälle maan sisään seurattiin ensimmäisenä ja kolmantena nurmivuonna otettujen kerrosnäytteiden avulla.

## Tulokset

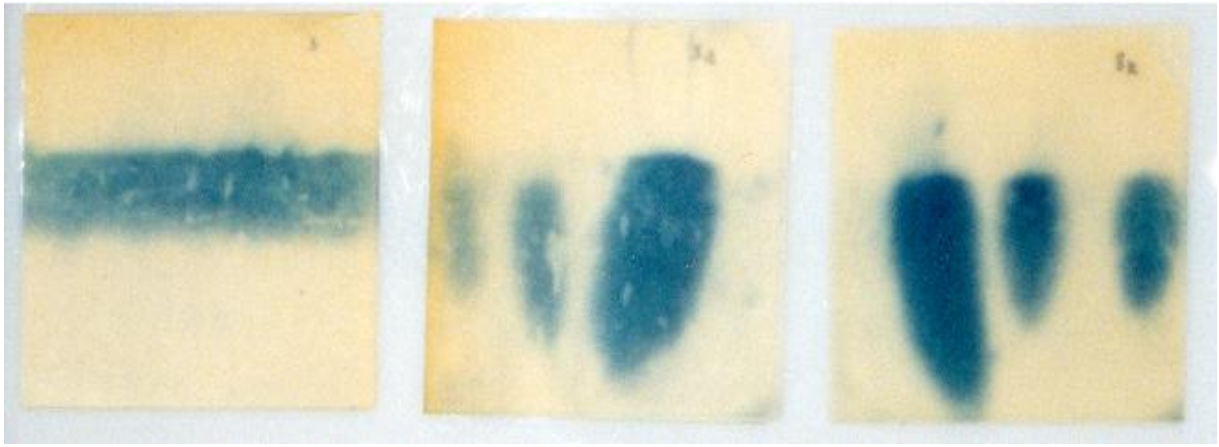
Maan pinnalle lisätyt lannoiterakeet erottuivat värjätyllä Fe-oksidipaperilla erillisinä tummansinisinä täplinä, joiden leveys vaihteli pienimpien, halkaisijaltaan 2 mm:n rakeiden muodostamista runsaasta sentistä suurimpien, 5 mm:n rakeiden 32-45 mm:iin. Koeastioihin renkaaksi sijoitettu fosfori, jonka määrä vastasi 40 kg/ha 25 cm:n rivivälein, muodosti seitsemän viikkoa lannoituksen lisäyksen jälkeen 20-24 mm:n levyisiä, hyvin säännöllisiä ja selvärajaisia kaaria. Peltoon keväällä sijoitetuttujen lannoiterivien fosforilla rikastunut korkeus oli syksyllä noin 25 mm, kun fosforia sijoitettiin 0,5 grammaa rivimetrille eli 20 kg/ha. Pienlysimetreissä maahan sekoitetut lannoiterakeet muodostivat erillisiä, valuvan veden mukana alaspäin venyneitä pesäkkeitä (Kuva).

Nurmea perustettaessa superfosfaattina maan pinnalle levitetty suuri määrä vesiliukoista fosforia pysyi kolmanteen nurmivuoteen saakka melko ohuessa pintakerroksessa. Aitosavessa fosforimäärä 200 kg/ha

pidättyi liukoisen fosforin pitoisuuden mukaan kokonaan ylimpään 25 mm:n kerrokseen. Hienolla hiedalla ja multamaalla fosforin pitoisuus suureni jonkin verran vielä syvyydessä 2,5-5 cm ja heikosti fosforia pidättävällä turpeella syvyydessä 5-10 cm. Äestäen mullattu fosfori löytyi syvyydestä 0-5 cm tai 0-75 cm ja sijoitettu fosfori pääasiasta syvyydestä 2,5-10 cm.

**Tarkastelu**

Kun runsaan pintalannoituksen rikastaman kerroksen alareuna ei todennäköisesti ole aivan suora eikä terävä, kerrosnäytteiden mukaan fosforimäärä 200 kg/ha vastasi 20 cm:n syvyisen ruokamullan fosforinpidätyskapasiteetista aitosavella korkeintaan yhtä kymmenesosaa, hietamaalla noin kahdeksasosaa, multamaalla kuudesosaa ja heikosti fosforia pidättävällä turvemaalla suunnilleen kolmannesta. Maahan sijoitetun fosforin kolorigraafisen kartoituksen mukaan fosforilla rikastuneiden lannoiterivien tilavuus oli vajaa prosentti pellon ruoka-mullasta. Lisätty fosfori näyttää siten pidättyneen hyvin suurina pitoisuuksina aika pieneen maamaarään. Molemmat tutkimusmenetelmät osoittivat, että fosforitilaltaan keskinkertaiset, viljellyt suomalaiset kivennäismaat pidättävät vesiliukoista lannoitefosforia 20 cm:n kyntö-kerrokseen vähintään 1000-2000 kiloa hehtaaria kohti. Turvemailla fosforinpidätyskapasi-teetin kyllästymisestä johtuvan runsaan huuhtoutumisen riski on paljon suurempi.



Kuva. MTT:ssä kehitetyllä uudella diffundoituvan fosforin kolorigaafisella kartoitusmenetelmällä määritetty lisätyn fosforin sijainti pystysuorassa maaleikkauksessa pienlysimetreissä veden läpivalutuksen jälkeen. Vasemmalla fosforia lisätty 200 kg/ha 10 mm:n kerrokseen, keskellä ja oikealla maahan sekoitettujen yksittäisten lannoiterakeiden muodostamia pesäkkeitä.


1. Saarela, I. & Saarela, K. 2000. Mapping spatial variation of diffusible soil P by in situ colouring in Fe-oxide paper. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 31: 2019-2025.
2. Saarela, I. 1992. A simple diffusion test for soil phosphorus availability. Plant and Soil 147: 115-126.
3. Saarela, K. 2000. Fosforin liikkuminen maassa. Hämeen ammattikorkeakoulu, opinnäytetyö. 39 p. + 9 liitettä.

# Turun maaperän raskasmetallipitoisuuksista

*Geochemistry of urban soils in Turku*

Veli-Pekka Salonen*, Vesa Kolu ja Timo Salmi
Geologian laitos, 20014 Turun yliopisto

Kaupungistumisesta johtuva maaperän kemiallinen kuormittuminen on laajasti tiedostettu ympäristöongelma, joka ilmenee mm. haitallisen korkeina raskasmetallipitoisuuksina. Turunkin kaupungissa tiedetään 600 tonttia, joilla on tai epäillään olevan saastunutta maaperää. Metallikuormituksen lähteitä ovat teollisuus, liikenne ja asutus. Turussa tehdyn selvityksen mukaan (1) alueen suurimpia kuormittajia ovat erityisesti pääväylät (Pb), öljynjalostusteollisuus (Cd, V), polttolaitos (Zn, Cu), Ovakon alue (Ni, Co) ja telakka (As, Pb, Cd).

Ympäristön kemiallisen likaantumisen arvioimiseksi on tunnettava ns. paikallinen taustapitoisuus. Maamme kallioperän geokemiallinen erilaistuminen vaikuttaa sekin osaltaan maaperän luonnollisen taustapitoisuuden suuruuteen. Geologian tutkimuskeskuksen tekemässä geokemiallisessa peruskartoituksessa (2) on kerätty laaja ja käyttökelpoinen tausta-aineisto, jonka perusteella on mahdollista selvittää alueellinen luonnollinen taustapitoisuus (3). Eri maaperän sedimenteillä on syntynsä, alkuperämineraaliensa ja raeominaisuuksiensa johdosta toisistaan poikkeava geokemiallinen ilme (4). Esimerkiksi savessa voi olla luontaisesti viisinkertainen kuparipitoisuus vieressä olevaan hiekkaan verrattuna tai moreenin sinkkipitoisuus on alhainen kun sen rinnastaa saman alueen järvisedimenttiin. Sedimentin lähinnä hienoaines- ja orgaanisen aineksen määrästä riippuva luonnollisen taustapitoisuuden vaihtelu otetaankin huomioon nykyisiä saastuneen maaperän tavoite- ja raja-arvopitoisuuksia määritettäessä (5).

Ihmisen toiminnasta aiheutunut maaperän saastuminen on yleensä hyvin pitkän kehityksen tulos, jonka jäljille pyritään auditoinnilla ja tontin käyttöhistorian selvittämisellä. Joskus kuitenkin on maaperän kemiallinen muuttuminen saattanut tapahtunut niin kaukaisina aikoina, että sen ymmärtämiseksi on käytettävä arkeologian (6, 7) tai sedimenttitutkimusten (8) keinoja. Maamme kaupungeista juuri Turussa on urbaanin maankäytön historia pisin. Kaupunki on keskiajalta asti ollut paitsi maamme hallinnollinen ja taloudellinen keskus myös käsityöläisten ja myöhemmin teollisuuden ensimmäinen kasvukeskus.

Tässä tutkimuksessa kuvataan eräitä Turun alueen maaperän kemiallisia piirteitä ja analyysitulokset kytketään maaperäkerrostumien syntyyn ja urbaanin maankäytön historiaan. Tavoitteena on tarkastella ns. saastuneen maaperän kriteerejä pitkällä ajallisella perspektiivillä.

## Tutkimusaineisto ja –menetelmät

Tutkimus perustuu kolmeen aineistoon. Ensimmäinen koostuu 100 pintamaanäytteestä, jotka yhdistettiin 3 – 5 osanäytteestä. Pintamaanäytteet edustavat Turun alueen maaperän ylintä 5 cm vahvuista pintakerrosta, joka on alttiina ilmaperäiselle laskeumalle ja muille ympäristöä näinä aikoina kuormittaville tekijöille. Toinen aineisto edustaa Turun alueen maaperän eri kerrostumatyyppejä. Näytteet on kaivettu maasta maannoskerroksen alapuolelta, n. 50 – 100 cm syvyydestä, ja ne on niinikään koottu 3 – 5 osanäytteestä. Näytepisteitä on 50 edustaen viittä eri sedimenttiryhmää: moreenit, hiekkakerrostumat, savet, turpeet ja merisedimentit. Kolmas aineisto

on kerätty Turun keskiaikaisessa ydinkeskustassa sijaitsevalla ns. Akatemiatontilla tehdyltä arkeologiselta kaivaukselta. Näytteitä on
yhteensä 78 kappaletta. Näytteet sidottiin arkeologisiin rakennekarttoihin siten, että ne edustavat seitsemää urbaanin maankäytön historian kannalta kiinnostavaa aikatasoa, jotka kattavat kaupungin koko 700-vuotisen historian. Nuorimmat näytteet edustavat 1800- ja 1900-luvun vaihdetta, kun taas vanhimmat edustavat 1300-luvun kulttuurikerroksia ja niiden alaista pohjasavea (taulukko).

Kaikista näyteaineistoista tehtiin alkuaineanalyysit ICP-AES -tekniikalla Geologian tutkimuskeskuksessa (9). Analyysit tehtiin homogenisoidusta, 60 °C lämpötilassa kuivatusta ja 0.064 mm seulan läpäisseestä aineksesta.

**Tulokset ja johtopäätökset**

Esimerkkinä tarkastelemme neljän analysoidun alkuaineen pitoisuuksia eri näyteaineistoissa verraten niitä ympäristöministeriön v. 1994 asettamiin saastuneen maan ohje- ja raja-arvoihin.

Taulukko. Turun maaperän kupari-, lyijy-, nikkeli ja sinkkipitoisuuksien keskiarvot (ka) ja vaihteluvälit (vv). Pitoisuudet on ilmoitettu mg/kg kuivassa näytteessä.

| Näyteaineisto | n | LYIJY ka (vv) | KUPARI ka (vv) | SINKKI ka (vv) | NIKKELI ka (vv) |
|---|---|---|---|---|---|
| Pintamaa | 100 | 30 (6 - 264) | 31 (1 – 47) | 80 (4 – 500) | 15 (1 – 56) |
| Moreeni | 13 | 7 (5 – 13) | 6 (2 – 13) | 29 (12 – 57) | 7 (4 – 15) |
| Hiekka | 10 | 6 (6 – 6) | 3 (1 – 6) | 22 (11 – 44) | 6 (3 – 10) |
| Savi | 19 | 31 (10 – 218) | 23 (3 – 43) | 88 (11 – 142) | 25 (4 – 52) |
| Turve | 4 | 15 (11 – 20) | 9 (4 – 14) | 12 (7 – 21) | 3 (2 – 4) |
| Merisedimentti | 4 | 42 (14 – 90) | 42 (25 – 73) | 170 (84 – 253) | 35 (28 – 43) |
| 1800 -luku | 5 | 151 (36 – 285) | 240 (116 – 476) | 336 (212 – 609) | 25 (20 – 32) |
| 1700 -luku | 10 | 343 (85 – 769) | 463 (309 – 843) | 646 (372 – 1420) | 32 (15 – 57) |
| 1600 -luku | 9 | 309 (56 – 901) | 473 (117 – 887) | 711 (196 – 1940) | 27 (19 – 38) |
| 1500 -luku | 16 | 165 (31 – 488) | 600 (255 – 2270) | 590 (251 – 2100) | 19 (8 – 30) |
| 1400 –luku | 19 | 57 (20 – 221) | 415 (73 – 1510) | 279 (102 – 592) | 15 (8 – 33) |
| 1300 –luku | 9 | 42 (20 – 114) | 142 (66 – 314) | 352 (144 – 1380) | 21 (11 – 64) |
| pohjasavi | 3 | 45 (30 – 74) | 88 (70 - 117) | 143 (115 – 187) | 20 (15 – 23) |
| Ohjearvo | | 60 | 100 | 150 | 60 |
| Raja-arvo | | 300 | 400 | 700 | 300 |

Tulosten perusteella voidaan tehdä eräitä havaintoja. Ensinnäkin nähdään Turun kaupungin nykyisen pintamaan ylipäänsä olevan puhtaudeltaan hyvinkin Helsingin maaperän veroista (10). Aineistossa tavattiin vain muutama ohjearvon ylitys lyijyn ja sinkin osalta, ja raja-arvo ylittyi vain yhdessä näytteessä. Pintamaaperän metallipitoisuudet ovat keskimäärin hieman korkeammat kuin maannoksen alla olevan maan luonnollinen pitoisuus. Savessa on korkeammat pitoisuudet kuin muissa tarkasteltavissa maalajeissa lukuunottamatta merisedimenttiä, jossa sekä lyijy- että kuparipitoisuus oli eräissä näytteissä korkeahko.

Vanhat kulttuurikerrostumat sitä vastoin poikkeavat nykyisestä kaupunkimaasta merkittävästi muiden tarkasteltavina olevien metallien paitsi nikkelin osalta. Lyijypitoisuudet ovat 1700- ja 1600-lukuja edustavissa kerrostumissa säännönmukaisesti saastuneen maan raja-arvon ylittäviä. Kuparipitoisuus on korkeimmillaan 1500-luvun kerrostumissa, joissa mitattiin 2000 mg/kg ylittävä kuparipitoisuus. Yhtä korkeita metallipitoisuuksia on Suomessa raportoitu vain voimakkaasti kuormitetuilla alueilla, kuten Harjavallan kuparisulaton tuntumassa (11). Myös sinkkiä on Turun vanhoissa kulttuurikerroksissa runsaasti.

Tulosten analysointi on vielä kesken ja erityisen mielenkiintomme kohteena on rinnastaa kulttuurimaan geokemiallisia piirteitä kaivausten perusteella rekonstruoitavaan turkulaiseen elämänmenoon. On kuitenkin jo nyt nähtävissä, että viemäritön asutus, kaupankäynti ja käsityöammattien keskittynyt harjoittaminen seppineen, nahkureineen ja lasintekijöineen on liannut Turun keskustaa jo keskiajalta saakka. Tämä tulee ottaa huomioon, kun selvitetään kaupunkikerrosten ehkä yllättävänkin korkeita metallipitoisuuksia.

Toinen tutkimuksen alkuvaiheessa saatu johtopäätös on käytännöllistä laatua: tässä kuvatun kaltaiset vanhat kaupunkikerrostumat ovat nykykäsityksen mukaan ongelmajätteitä, joiden säilytyksessä ja varastoinnissa pitäisi huomioida myös ympäristönäkökohdat. Pölyisten, toksisilla metalleilla kuormittuneiden arkeologisten kerrostumien tutkimus saattaa edellyttää kaivausten suorittajilta työsuojelunäkökohtien huomioon ottamista.

**Kirjallisuusluettelo**


1. Kohonen, T & Salminen, R. 1993. Sammalen ja humuksen alkuainepitoisuudet rikki- ja raskasmetallilaskeuman indikaattoreina Turun kaupungin alueella. Turun kaupunki, ympäristönsuojelutoimisto. Julkaisu 4/93. 16 s.
2. Salminen, R (toim). 1995. Alueellinen geokemiallinen kartoitus Suomessa vuosina 1982 – 1994. Summary: Regional Geochemical Mapping in Finland in 1982 – 1994. Geologinen tutkimuskeskus, tutkimusraportti 130, 47 s.
3. Tarvainen, T. & Savolainen, H. 2000. Maaperän raskasmetallien taustapitoisuusindeksi. Geologi 52, 59 – 64.
4. Salminen, R. 1996. Raskasmetallien luonnolliset taustapitoisuudet eri maalajeissa. Teoksessa: Nystén, T., Suokko, T. & Tarvainen, T. (toim). Ympäristögeologian sovellutuksia. GTK – SYKE –ympäristöntutkimusseminaari 1.10. 1996. Suomen ympäristö 71, 107 – 107.
5. Assmuth, T. 1997. Selvitys ja ehdotuksia ympäristövaarallisten aineiden ohjearvoista maaperässä – tiedolliset perusteet, määrittelyperiaatteet, soveltaminen, kehittäminen. Suomen ympäristökeskuksen moniste 92.
6. Sokoloff, V.P. & Carter, G.F. 1952. Time and Trace Metals in Archaeological Sites. Science 116, 1-5.
7. Salonen, V-P., Räsänen, M. & Terho, A. 1985. Palaeolimnology of ancient lake Mätäjärvi. Third Nordic Conference on the Application of Scientific Methods in Archeology, Mariehamn, Åland, Finland, 8-11 October 1984. ISKOS 5, p. 236-246.
8. Brännvall, M-L., Bindler, M., Renberg, I., Emteryd, O., Barnicki, J., & Billström, K. 1999. The Medieval Metal Industry Was the Cradle of Modern Large-Scale Atmospheric Lead Pollution in Northern Europe. Env. Sci. Tech. 33, 4391 - 4395.
9. Niskavaara, H. 1995. A comprehensive scheme of analysis for soils, sediments, humus and plant samples using inductively coupled plasma atomic emission spectymetry (ICP-AES). Geol. Surv. Finland, Spec, Paper 20, 167 – 175.
10. Salla, A. 1999. Maaperän haitta-aineiden taustapitoisuudet Helsingissä: eräiden alkuaineiden ja orgaanisten yhdisteryhmien luontaisten ja ilmaperäisten pitoisuuksien summat Helsingin maaperän pintakerroksissa. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 15/99. 25 p.+ 7 app.
11. Derome, J, & Lindroos, A. 1998. Effects of heavy metal contamination on macronutrient availability and acidification parameters in forest soil in the vicinity of the Harjavalta Cu-Ni smelter, SW Finland. Environmental Pollution 99, 225 – 232.

# Soil weathering rates in a forested catchment in eastern Finland

*Metsämaan rapautuminen Itä-Suomessa*

Michael Starr[1)], Antti-Jussi Lindroos[1)], Liisa Ukonmaanaho[1)], Timo Tarvainen[2)] and Heikki Tanskanen[2)]

1) Metla, Vantaa Research Centre, P.O. Box 18, 01301 Vantaa, ,
2) Geologian tutkimuskeskus, P.O. Box 96, 02151 Espoo:

## Introduction

The weathering of the primary silicate minerals in the soil matrix is an important process in the biogeochemistry and formation of forest soils and ecosystems. It is essentially an acid (proton) consuming process and is therefore central to any discussion of soil acidification, be it mediated through the deposition of acidic air pollution or natural soil acidification processes related to soil development and mineral nutrient uptake by plants. In the process of neutralising acidity, weathering produces base cations (Ca and Mg), aluminium and iron cations, and heavy metal cations. These cations are then available for secondary mineral formation, complexation with humic substances, cation exchange reactions, root and microbial uptake, and leaching.

There have been few weathering studies carried out in Finland. In this presentation we describe how we have determined soil weathering rates for base cations and heavy metals for a number of podzolic soil profiles in a forested catchment.

## Material and methods

The study has been carried out in the Hietajärvi Integrated Monitoring catchment, which is located in the Patvinsuo National Park, eastern Finland (63° 09´ N, 30° 40´ E, 165 m a.s.l.) [1]. The soil profiles studied are classified as Haplic Podzols (FAO) and have developed in glacio-fluvial fine sand/silt sediments (plots 1, 4 and 5) or in glacial till (plot 2) overlying granitic bedrock [2]. The area was deglaciated about 10,200 years BP. The forest cover consists of old, fire regenerated stands dominated by Scots pine (*Pinus sylvestris*).

Samples from the E, Bs and CB or C-horizons of soil pits excavated in each of the plots were taken. The <2mm soil was separated, ground in a tungsten-carbide swing mill, and elemental concentrations of metals determined using X-ray fluorescence (XRF) and Inductively Coupled Plasma spectrometry from a hot *Aqua Regia* (AR) digestion. Soil mineralogy of the <2 mm fraction, required for running the PROFILE model [3], was carried out using the XRF and AR data in a normative mineral distribution model, NORMA [4].

Annual weathering rates of the base cations Ca and Mg were determined using the traditional depletion method based on concentrations of total zirconium (Zr) contents, a simple regression model developed in Sweden based on temperature sum and the concentrations of total Ca and Mg contents in the C-horizon [5], and the soil chemistry model, PROFILE. The soil profile weathering rates for Ca and Mg derived using these three methods were also compared to catchment-scale estimates calculated as the difference between atmospheric inputs and outputs in the stream runoff water. All the methods have been fully described elsewhere [2].

Weathering rates of the heavy metals: Cd, Cu, Ni, Pb and Zn in plots 1 and 2 were calculated from the base cation weathering rates determined using the Zr depletion method above and concentrations of total heavy metal contents in the C-horizon. This calculation assumes that the ratio of heavy metal to base cation weathering rates is the same as the ratio of heavy metal to base cation concentrations in the C-horizon [6].

**Results and discussion**

Comparison of total Zr concentrations with total base cation concentrations indicated that the depth to the weathering front corresponded to the lower boundary of the Bs-horizon [2]. The soil weathering rates presented in Figure 1 therefore refer to the E and Bs-horizons.

In spite of the uncertainties involved in each of the methods, the weathering rates were of the same order of magnitude. Because the Zr depletion method is based on direct measurements of the soil and has a sound scientific basis, we consider the Zr depletion rates to be the most accurate. They represent the average weathering rate over the last 10,200 years.

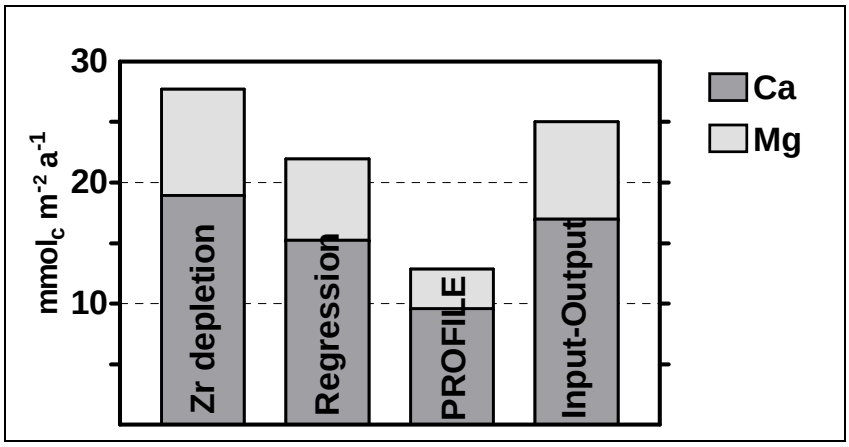



Figure 1. Comparison of soil weathering rates for base cations (mean of four plots) and catchment input-output budget values (see text for details).

Estimates of heavy metal weathering rates (long-term averages) are compared in Figure 2 with current levels of estimated total deposition and soil leaching losses [7]. Only the results for plots 1 and 4 are presented because it was only at these plots that deposition and leaching measurements have been made. Except for Ni, estimated weathering rates of the heavy metals were less than deposition inputs and leaching losses. The weathering of Cd was almost negligible, although leaching losses were relatively high [7]. The results indicate the importance of weathering as an internal source of heavy metals when studying the role of atmospheric deposition on ecosystem functioning. Concentrations of heavy metals in the humus layer, however, were all below the lowest concentrations reported to affect the microbiological activity of humus layers in coniferous forests [2].

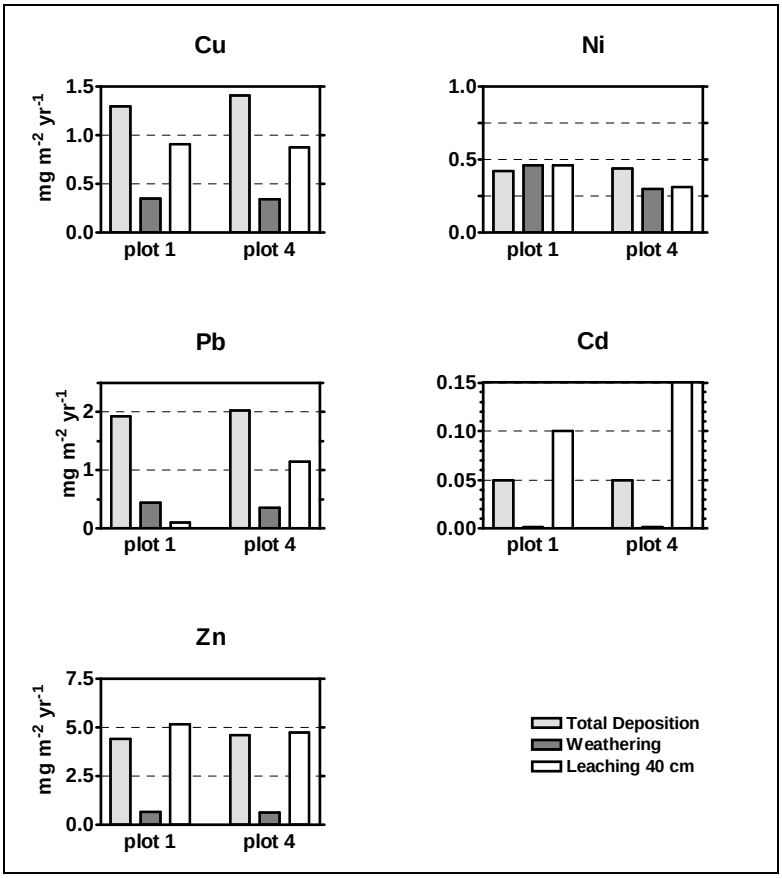



Figure 2. Estimates of heavy metal weathering rates in comparison to atmospheric inputs and leaching losses at 40 cm depth.

## References

1. Ukonmaanaho, L., Starr, M., Hirvi, J-P., Kokko, A., Lahermo, P., Mannio, J., Paukola, T. & Tanskanen, H. 1998. Heavy metal concentrations in various aqueous and biotic media in Finnish Integrated Monitoring catchments. Boreal Environment Research 3: 235-249.
2. Starr, M., Lindroos, A-J., Tarvainen, T. & Tanskanen, H. 1998. Weathering rates in the Hietajärvi Integrated Monitoring catchment. Boreal Environment Research 3: 275-285.
3. Sverdrup H. & Warfvinge P. 1993. Calculating field weathering rates using a mechanistic geochemical model–PROFILE. Applied Geochemistry 8:273-283.
4. Tarvainen, T., Aatos, S. & Räisänen, M.-L. 1996. A method for determining the normative mineralogy of tills. Applied Geochemistry 11: 117-120.
5. Olsson M., Rosén K. & Melkerud P.A. 1993. Regional modelling of base cation losses from Swedish forest soils due to whole tree-tree harvesting. *Applied Geochemistry, Suppl. Issue No.* 2: 189-194.
6. Starr, M., Lindroos, A.-J., Ukonmaanaho, L., Tarvainen, T. & Tanskanen, H. 1999. Forest soil heavy metal weathering rates for a catchment in eastern Finland: Some preliminary results. In: Critical Loads. International Conference, Copenhagen, 21-25 November 1999. Abstracts. p. 145-148.
7. Ukonmaanaho, L., Starr, M., Mannio, J., & Ruoho-Airola, T. 2000. Heavy metal budgets for two headwater forested catchments in background areas of Finland. Environmental Pollution. (In Press).

# Environmental risk of lead in soil of abandoned shooting range

*Lyijy ympäristöriskinä ampumaradan maaperässä*

Riina Turpeinen*, Janne Salminen ja Timo Kairesalo
University of Helsinki, Dept. of Ecological and Environmental Sciences, Niemenkatu 73, FIN-15140 Lahti

## Introduction

Environmental contamination by Pb (lead) is a worldwide problem. One specific source of Pb is shotgun ammunition. Due to its softness and high specific gravity (1, 2) Pb is very suitable material for shots and therefore difficult to replace with other metals.

In boreal forest soils, which are rich in humic material and have a podsolic stratification, Pb contamination is mainly restricted to surface soil, and is gradually passed down to the mineral horizon (3). In order to minimize the environmental risk of Pb, it is important to develop such soil clean up methodologies which do not increase the mobility of Pb in the soil. The solubility of Pb, however, does not necessarily give relevant prediction for the mobility of Pb in soil because of subsequent resorption reactions and biochemical processes. Also the bioavailability of Pb varies and should be known when evaluating remediation needs and ecotoxicological risks of Pb contamination.

The aims of this study were 1) to examine the influence of pine (*Pinus sylvestris*) and liming (pH-change with $CaCO_3$) on the mobility of Pb in boreal forest soil and 2) to assess the bioavailability of Pb in soil of an abandoned shooting range area.

## Experimental setup

Pb-contaminated soil was collected from an old, abandoned (in use 1964-1987) and reforested (mainly by pines) shooting range area in Hollola, Southern Finland. Uncontaminated (control) soil was sampled from the same forest area, outside the shooting range area. Characteristics of the Pb-contaminated and uncontaminated soils are presented in Table 1.

Altogether, 24 soil microcosms (PE-containers: diameter 12 cm, heigth 20 cm) were set up in the laboratory. Into half of the microcosms of both soil types, a 20 cm high pine seedling (*Pinus sylvestris*) was planted, and $CaCO_3$ was added also to half of the microcosms. *Pinus sylvestris* was chosen for this study because it is the dominant tree species populating the sampling site and it has high root and shoot biomass in boreal forest soil. The $CaCO_3$-amendement was used to increase pH of the soil from 3.5-4.3 to 6.5 $\pm$ 0.2.

The soil of the microcosms was sampled five times. Samples were taken separately from surface (at 2 cm depth) and mineral (at 12 cm) layers. Total water soluble Pb, Sb, As, Cr, Cu, Ni and Zn were extracted by shaking soil samples with distilled water and analyzed with ICP-MS. Dissolved organic carbon content (DOC) was measured from filtered (0.45 µm) soil water extractions and the bioavailability of Pb was determined from the water extractions of soil by using a genetically modified bacterial sensor, *Staphylococcus aureus* RN4220(pTOO24) (4).

To analyze the mobility of Pb, the soil moisture was raised to 55 % on day 55 by addition of an extra amount of distilled water to the microcosms, and the leachate on the trays was collected. Samples for plant roots, stems and needles were taken at the end of the experiment (Day 77).

Table 1. Characteristics of the Pb-contaminated and uncontaminated (control) soils (mean ± SD, n=12).

| soil | pH | Water content (%) | Organic matter (%) | mg kg$^{-1}$ Pb | Sb | As | Cr | Cu | Ni | Zn |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Pb | | | | | | | | | | |
| (0-5 cm) | 3.5±0.4 | 17.0±3.3 | 30.3+4.3 | 9804 ± 1599 | 5.7±2.1 | 6.5±3.2 | 8.1±2.9 | 17.8±3.6 | 28.3±13.3 | 64.7±14.9 |
| (5-20 cm) | 4.2±0.2 | 8.3±1.4 | 7.1+2.2 | 325.3 ± 96.5 | 0.6±0.2 | 4.8±1.1 | 19.5±4.5 | 12.6±3.9 | 26.9±7.4 | 75.8±22.6 |
| Contr. | | | | | | | | | | |
| (0-5 cm) | 3.6±0.3 | 16.2±1.9 | 36.7+3.9 | 32.7±5.7 | 0.3±0.1 | 1.2±0.6 | 2.1±0.9 | 25.1±7.9 | 23.3±11.9 | 26.9±8.9 |
| (5-20 cm) | 4.3±0.2 | 6.9±2.4 | 8.4+3.1 | 17.6±6.3 | 0.2±0.1 | 0.8±0.2 | 2.9±1.6 | 29.2±5.5 | 19.2±8.8 | 18.9±12.3 |

## Results

The concentration of total water soluble Pb was < 0.3 % of acid-soluble Pb in contaminated surface and mineral soils (Fig 1). Pine had no significant effect on the solubility of Pb in surface soil, but in mineral soil, the plants significantly reduced the concentration of total water soluble Pb. Liming significantly increased the concentration of total water soluble Pb in both surface and mineral soil. Also a significant positive correlation was found between the solubility of Pb and the concentration of DOC in soil water.

Liming significantly increased the bioavailability of Pb, as measured by a luminescent bacterial reporter gene method, in both surface and in mineral soil. The presence of pine did not significantly affect the bioavailability of Pb in surface soil, but significantly reduced the bioavailability of Pb in mineral soil. Soluble Pb correlated positively with bioavailable Pb in the water extractions of surface soil and in those of mineral soil. The concentration of bioavailable Pb was not, however, predictable from the concentration of water soluble Pb; bioavailable Pb was only 4-6 % of total water soluble Pb in humic surface soil and 13-43 % in mineral soil (Fig. 2).

The average Pb concentration in the leachate of Pb-contaminated soils (on day 55) was 101-253 µg Pb $l^{-1}$ but remained below 10 µg Pb $l^{-1}$ in uncontaminated soils. On average, pine-seedlings decreased the Pb concentration of the leachate by 49 %. $CaCO_3$ increased the leaching of Pb only in the microcosms without pine.

Pine-seedlings accumulated Pb primarily (> 95 %) into their roots. On average 2.7 % of Pb was found in stems and only a small proportion (0.09-0.3 %) was detected in needles. Liming had no significant effect on the accumulation of Pb into roots, stems or needles of the seedlings.

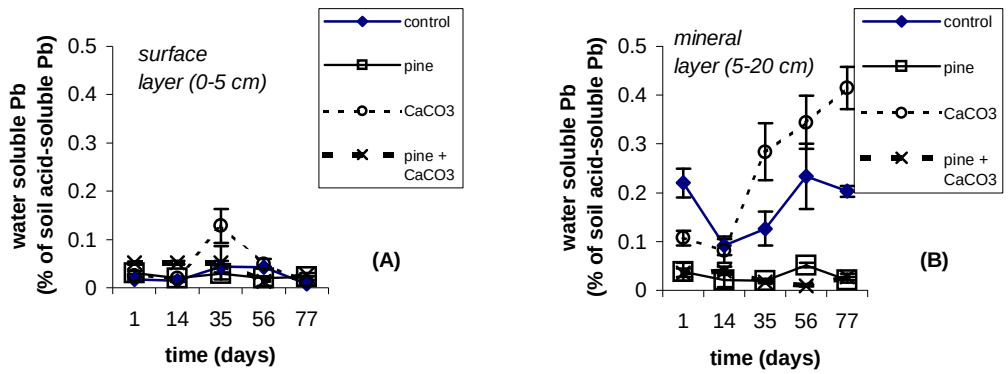



Fig. 1. Water soluble Pb (as percentage of soil acid-soluble Pb) in Pb-contaminated (A) surface soil and (B) mineral soil during 77-days laboratory experiment in microcosms with no plant (control); with pine seedlings; with $CaCO_3$; and with pine seedlings and $CaCO_3$
(mean±SD, n=3) (5).

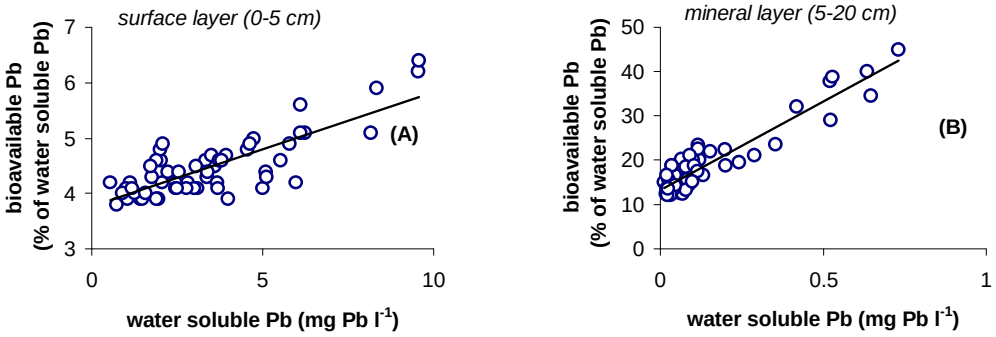



Fig. 2. Bioavailable Pb (% of water soluble Pb) (A) in Pb-contaminated surface soil and (B) in Pb-contaminated mineral soil (5).

## Conclusions

Our results showed that acid-extractable or total water soluble Pb concentrations in soil do not provide a relevant prediction for the environmental risk of Pb. Even relatively high levels of Pb contamination may have little or no biological significance if its bioavailability is low. However, even if Pb is potentially unavailable for biological uptake, it might still be in a mobile form and prone to leaching into deeper soil layers and groundwater. In our experiments, the bioavailability of Pb increased with higher mineral content of soil indicating that especially in mineral soils the use of deep-rooted plants (such as pine) may serve as an appropriate remediation tool, by decreasing the downward passage of Pb and thereby the risk to groundwater contamination through phytostabilization.

## References

1. Nriagu, J.O. *The biogeochemistry of Pb in the environment;* Elsevier, Amsterdam, 1978; p 1.
2. Ewers, U., Schlipköter, H-W. In *Metals and Their Compounds in the Environment;* Merian, E., Ed.; VCH, Weinheim, 1991, chapter II.16.
3. Bindler, R., Bränvall, M-L, Renberg, I. *Environ. Sci. Technol.* 1999, 33, 3362.
4. Tauriainen, S., Karp, M., Chang, W., Virta, M. Biosensors&Bioelectronics. 1998, 13, 931.
5. Turpeinen, R. Salminen, J., Kairesalo, T. *Environ. Sci. Technol.* 2000, (in press).

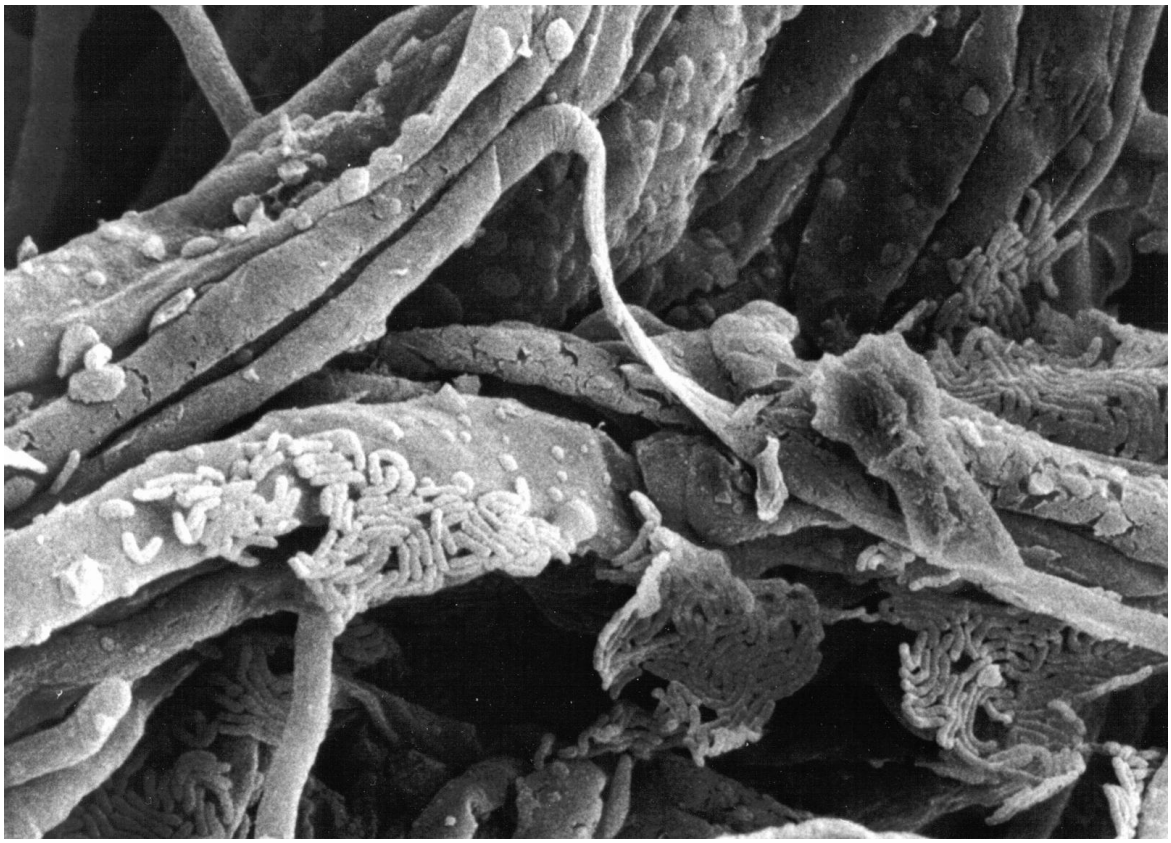
1. Sessio II: Maaperä ja biosfääri

## Juuret, mykorritsasienet ja bakteerit maaperän ravinteiden kierrätyksessä
*Roots, mycorrhizal fungi and bacteria in soil nutrient recycling*

Sari Timonen*
Biotieteiden laitos, Yleisen mikrobiologian osasto, PL 56 (Viikinkaari 9C),
00014 Helsingin yliopisto:
Maaperän ylin metri ja erityisesti sen päällimmäiset parikymmentä senttimetriä ovat täynnä elämää. Juuret, maaperäeläimet ja mikrobit muodostavat suuren osan maan pintakerroksesta. Erityisesti metsämaassa, mutta myös muunlaisissa maaperäympäristöissä mykorritsasienet ovat yksi vallitsevista eliöryhmistä. Sienirihmaston määrä pintamaassa on keskimäärin 100-1000 metriä grammassa kuivaa maata tai vastaavasti 40-180 g rihmastoa neliömetrillä [1].

Nummitatin ja männyn lyhytjuurien muodostamia sienijuuria (mykorritsoja, nuolet) ja nummitatin laajaa ulkorihmastoa metsämaassa (Kuva: S. Timonen).

Erityisesti metsämaassa suuri osa rihmastosta on kasvien kanssa symbioosissa elävien juuristo- eli mykorritsasienten rihmastoa. Pelkästään sienijuuria eli mykorritsoja, kasvien juurien ja sienirihmojen yhdessä muodostamia rakenteita, on laskettu olevan 100.000-500.000 yhdellä neliömetrillä metsämaata [2]. Myös niityillä ja muilla muokkaamattomilla ruohikkomailla mykorritsasienet muodostavat tiheän sieniverkoston. Arviot vaihtelevat yhdestä metristä muutamaan kymmeneen metriin grammassa maata [3]. Vain pysyvästi veden peitossa olevilla mailla, sukkession ensimmäisen alkuvaiheen maaperässä ja ihmisen voimakkaasti käsittelemässä maassa mykorritsasienirihmastoa on vähän tai ei ollenkaan. Mykorritsasienet toimivat maassa aktiivisesti ja vaikuttavat suuresti niitä ympäröivään maaperään. Ne sitovat ja kuohkeuttavat maata, ottavat ja varastoivat ravinteita ja vettä. Tuottamiensa entsyymien ja orgaanisten happojen avulla mykorritsa-sienet pystyvät hajottamaan orgaanisia aineita ja liuottamaan vaikeasti liukenevia mineraaleja esim. [4] [5]. Ne muokkaavat ympäristöään myös valikoivasti suosimalla joitakin mikrobiryhmiä ja vaikeuttamalla toisten elämää mm. erittämiensä mikrobeja tappavien aineiden avulla [6].


Nummitattirihmaston pinnalla viihtyviä bakteereja metsämaassa (Kuva: E.-L. Nurmiaho-Lassila).

Mykorritsasienet myös vaikuttavat paikalla kasvavien kasvien elinmahdollisuuksiin ja lajivalikoimaan [7]. Niiden vaikutus maaperän muodostumisessa on siten tärkeä niin ravinteiden liukenemisessa, varastoinnissa kuin liikkumisessakin maaperässä sekä pintamaan rakenteessa [8]. Erityisen tärkeää on ottaa mykorritsasienet huomioon, mikäli maaperästä ollaan kiinnostuneita kasvien kasvualustana.

**Viittaukset**

1. Kjoller, A. & Struwe, S. 1982. Microfungi in ecosystem: Fungal occurrence and activity in litter and soil. Oikos, 39: 389-422.
2. Väre, H., Ohenoja, E. & Ohtonen, R. 1996. Macrofungi of oligotrophic Scots pine forests in northern Finland. Karstenia, 36: 1-18.
3. Smith, S. E. & Read, D. J. 1997.Mycorrhizal symbiosis. 2nd ed. Academic Press, London.
4. Abuzinadah, R. A., Finlay, R. D. & Read, D. J. 1986. The role of proteins in the nitrogen nutrition of ectomycorrhizal plants. I. Utilization of peptides and proteins by ectomycorrhizal fungi. New Phytologist, 103: 481-493.
5. Jongmans, A. G., vanBreemen, N., Lundström, U., vanHees, P. A. W., Finlay, R. D., Srinivasan, M., Unestam, T., Giesler, R., Melkerud, P.-A. & Olsson, M. 1997. Rock-eating fungi. Nature, 389: 682-683.
6. Garbaye, J. 1994. Tansley Review No. 76: Helper bacteria: a new dimension to the mycorrhizal symbiosis. New Phytologist, 128: 197-210.
7. van der Heijden, M. G. A., Klironomos, J. N., Ursic, M., Moutoglis, P., Streitwolf-Engel, R., Boller, T., Weimken, A. & Sanders, I. R. 1998. Mycorrhizal fungal diversity determines plant biodiversity, ecosystem variability and productivity. Nature, 396: 69-72.
8. Allen, M. F. 1992.Mycorrhizal functioning: an integrative plant-fungal process Chapman and Hall, London.

# Viljelymaa ja juuriston kasvu: miniritsotronit ja kasvudynamiikka

*Arable soil and roots: minirhizotrons and root growth dynamics*

Liisa Pietola *[1)] ja Risto Tanni[2)]
[1)] Helsingin yliopisto,
Soveltavan kemian ja mikrobiologian laitos, PL 27:
[2)] Maatalouden tutkimuskeskus, Peltokasvit ja maaperä, 31600 Jokioinen:

## Ydin

Kasvinravinteet tulisi olla kasvien saatavilla silloin kuin juuristolla on veden ja ravinteiden ottoon parhaimmat edellytykset – eli silloin kun juuristo on vireimmillään. Eri viljelykasvien kasvu- ja kuolemisnopeuksista peltomaan eri syvyyksissä ja viljelytekniikan vaikutuksista juuriston kasvuvaihteluihin on kuitenkin varsin vähän numeroin kuvattavaa tietoa. Vuonna 1997 Suomessa käyttöönotettu miniritsotroni-videokamera –menetelmä on viime vuosina täydentänyt käsitystämme peltokasviemme juuriston kasvun vaihteluista.

## Destruktiiviset menetelmät

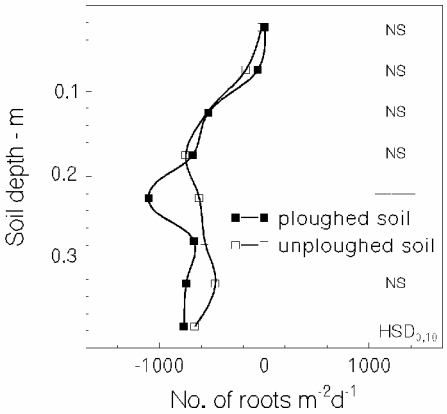
Peltokasviemme juuristojen rakennetta ja syvyyttä on tutkittu pitkään maata kaivamalla. Maanäytteitä on otettu esimerkiksi naulalevyihin, joista maa-aines huuhdottiin pois, ja juuriston rakenne voitiin kuvata lähinnä kvalitatiivisesti (1,2,3). Kvantitatiivista aineistoa on kerätty esimerkiksi juurten tiheyslaskennalla (kpl $cm^{-2}$) lieriönäytteiden poikkileikkauspinnoilta (4, 5). Suurten lieriönäytteiden sisällä kasvatetuista kasveista on mitattu myös juuripituutta maa-tilavuutta ja kasvia kohti maan eri kerroksissa (cm $cm^{-3}$). Tällöin juuret on pesty erikseen lieriönäytteen maakerroksesta ja juuripituus analysoitu kuva-analyysiä käyttäen (6). Myös pienempiä lieriöitä on käytetty juuriston tiheyksien määrittämiseksi maaprofiilin eri osissa (7). Kaikki nämä destruktiiviset menetelmät ovat varsin työläitä, eikä näytteitä voida ottaa tarpeeksi usein juuristojen kasvuvaihteluiden analysoimiseksi. Ne antavat kuitenkin hyvän pohjan ja vertailuaineistoa epäsuorille, non-destruktiivisille mittauksille.

## Miniritsotronit

Läpinäkyvät muoviputket (engl. Minirhizotrons) sijoitetaan maaperään (pellolla yleenä $45^0$ kulmaan), jolloin niiden läpi voidaan kuvata juuristossa tapahtuvia muutoksia: juurten syvyyskasvun etenemistä, haaroittumista ja kuolemista. Putket voidaan sijoittaa maahan kasvukauden ajaksi tai moneksi vuodeksi. Suomessa viljelymaan juuristojen kasvuvaiheluita on mitattu miniritsotroneista mikrovideokameran ja syvyyspaikantimen avulla, paikantaen mikrovideokameraa sentti sentiltä maan eri syvyyksiin (8). Tällöin juuriston syvyyskasvun etenemistä on voitu määrittää samasta juuriston kohdasta useina eri ajankohtina. Juurien lukumäärä kuvattua pinta-alaa kohti on laskettu videonauhoille tallennetuista juurikuvista (kuva 1). Juurilukujen muutokset $RN_x$, eli kasvu tai kuoleminen (+/-) tietyssä syvyydessä (x) tietyn ajan (t) kuluessa saadaan yhtälöstä (7):

$$RN_x = (\text{juuriluku aikana } t_1\text{-juuriluku aikana } t_2) / (t_2 - t_1)$$

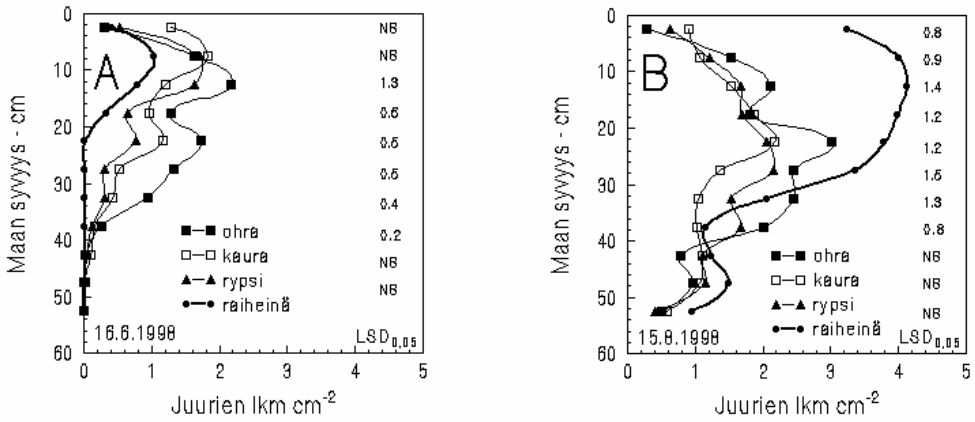
Kuva 1. Videonauhalle miniritsotronin yläpinnalta kuvattu ohran juurikuva, jonka juuriluku on 5 ja pinta-ala 2,4 $cm^2$. (kuva LP).




Kuva 2. Ohran juurien kuoleminen elokuussa 1997 kynnetyssä ja sänkimuokatussa savimaassa (8).

**Viljelykasviemme juuriston kasvudynamiikkaa: tutkimustuloksia vuosilta 1997-2000**

Viljelytekniikka kuten maan muokkausmenetelmä vaikuttaa juuriston kehittymiseen ja kuolemiseen. Tästä esimerkkinä ohran juuriston kasvudynamiikan erilaisuus kynnöstä luovuttaessa vuonna 1997 (Kuva 2). Eri kasvilajien juuriston kasvudynamiikan muutoksia samoissa kasvuolosuhteissa mitattiin edelleen vuosina 1998-2000. Helsingin yliopiston ja MTT:n yhteistutkimuksissa todettiin, että jo kevätviljojen välillä löytyi vaihteluita juuristojen kasvunopeuksissa; ohran juuristo kehittyi nopeammin, syvemmälle ja runsaammaksi kuin kauran juuristo. Raiheinän juuristo kehittyi viljoja tai rypsiä hitaammin, mutta elokuussa se oli tiheämpi kuin muiden kevätkylvöisten peltokasvien juuristot. Tulokset viittaavat siihen, että aluskasvina viljelty raiheinän juuristo voi ottaa maasta ravinteita viljelykasvin korjuun jälkeen vähintään puolen metrin kerroksesta (Kuva 3).




Kuva 3. Kevätkylvöisten yksivuotisten peltokasvien juuristojen syvyyskasvua alku- (A) ja loppukesällä (B). Vaaka-akselilla juuriluku jaettuna mittauspinta-alalla eri maan syvyyksissä . Numerot oikealla kuvaavat merkitseviä (riski 5 %) eroja, NS = ei merkitsevää eroa juurien määrissä eri kasvien välillä.

Syyskylvöisten peltokasvien (apila, timotei, ruis, syysvehnä) välillä löytyi myös merkittäviä eroja kasvunopeuksissa; nuoren timotein juuristo kehittyi huhtikuun lopulla muita nopeammin. Juuriluvut olivat 5-15 cm:n syvyydessä yli 2 kpl $cm^{-2}$, muilla lajeilla noin 1 kpl $cm^{-2}$.Varhaiskeväällä kaikkien lajien juuristot ulottuivat puolen metrin syvyyteen, jossa juuriluvut olivat kuitenkin vaatimattomat (0,1-0,2 kpl $cm^{-2}$). Loppukeväällä syysvehnän juuristo kasvoi tasaisen tiheänä pohjamaahan asti (1-1,5 kpl $cm^{-2}$) ohittaen muut syvyyskasvussa. Nuoren apilan juuriston kasvun hitaus näkyi pohjamaan vähäisinä juurina (alle 0,5 kpl $cm^{-2}$), voimistuen muiden tasolle (1-1,5 kpl $cm^{-2}$ ) vasta keskikesällä. Syysviljojen juuristo oli tiheimmillään heinäkuun puolivälissä, jonka jälkeen juurien määrä alkoi hiljalleen laskea. Suurimmat juuriluvut (2,3 rukiille, 2,2 kpl $cm^{-2}$ vehnälle) laskettiin 40-45 cm:n syvyydestä. Sadonkorjuun aikoihin syysviljojen juuristo oli selkeästi pienempi kuin nurmikasvien.

Timotein vanhetessa sen juuristo heikkeni, kun apilan taas vahvistui. Myöhäissyksyllä apilan juuristo osoittautui tiheämmäksi kuin timotein; juuriluvut olivat 20 cm:n syvyydellä kaksinkertaiset (2,5-3 kpl $cm^{-2}$) ja puolessa metrissä jopa kolminkertaiset (0.8 kpl $cm^{-2}$) verrattuna timoteihin. Viherkesantona viljellyn apilan niitolla oli myös merkitystä juuriston kasvuun; kukinnanaikainen niitto lisäsi juurien kasvua merkittävästi 25 cm:n syvyydessä heinä-elokuussa. Samanaikaisesti myös maanpäällinen kasvu virkosi sateiden ansiosta. Niittämätön apila kuitenkin tuleentui, eikä vastaavaa uusiutuvaa kasvua havaittu maan päällä eikä alla.

**Lopuksi**

Peltomaan juuristotutkimuksissa mykorritsat ovat jääneet usein huomiotta. Jatkossa juuritutkimuksiin tulisi liittää mykorritsatutkimus, mikä on mahdollista osin miniritsotronein.

**Kiitokset**

Tutkimusryhmä kiittää MMM:n rahoituksesta ja O. Nikolenkoa juurilukujen laskennasta.

**Kirjallisuus**

1. Salonen, M. 1949. Tutkimuksia viljelykasvien juurten sijainnista Suomen maalajeissa. Acta agraria Fennica 70: 1-91. 3.
2. Pohjanheimo, O. & Heinonen, R. 1960. The effect of irrigation on root development, water use nitrogen uptake and yield characteristics of several barley varietes. Acta Agralia Fenniae 95: 1-20.
3. Kähäri, J. & Elonen, P. 1969. Effect of placement of fertilizer and sprinkler irrigation on the development of spring cereals on the basis of root investigation. Journal of the scientific Agricultural Society of Finland 41: 89-104.
4. Aura, E. 1999. Effects of shallow tillage on physical properties of clay soil and growth of spring cereals in dry and moist summers in Southern Finland. Soil & Tillage Research 50: 169-176.
5. Alakukku, L. 2000. Effects of crop rotation with perennial crops on macroporosity of a clay soil. 8 p. NJF seminar ”Soil stresses, quality and care”, Ås, Norway.
6. Pietola, L. & Smucker A.J.M. 1998. Fibrous carrot root responses to irrigation and compaction of sandy and organic soils. Plant and Soil 200: 95-105.
7. Pietola, L. & Smucker, A.J.M. 1995. Fine root dynamics of alfalfa after multiple cuttings and during a late invasion by weeds. Agronomy Journal 87: 1161-1169.
8. Pietola, L. 1998. Tillage and root growth dynamics. Soil Tillage and Biology. Proceedings of NJF seminar no. 124: 64-71.

# Soil fauna in anthropogeneous deciduous forests

*Metsämaan fauna antropogeenisissä lehtimetsissä*

Veikko Huhta[1)], Mika Räty* and Riikka Ojala
Department of Biological and Environmental Science, University of Jyväskylä
Corresponding author[1)]: P.O.Box 35 (YAC), FIN 40351 Jyväskylä

The area of broadleaved forest stands (particularly birch) is strongly increasing or expected to increase in Finland, mainly due to three factors: (1) Reforestation of agricultural land, (2) Recent trends in forestry practice, tending to save deciduous trees, and (3) Expected increase in $CO_2$ and average global temperatures, resulting in enhanced competitive ability of broadleaved tree species. Soil decomposer communities of natural forests have been intensively studied, but there is a gap in the current knowledge concerning the communities in man-induced deciduous forests. Does the community structure and diversity in a coniferous forest soil after replanting with birch come to resemble that of a natural deciduous forest? To what extent does the decomposer community of a birch stand established on an abandoned field change towards a forest soil community? What are the mechanisms that determine the community structure in forest soils?

Three kinds of study sites were selected in central Finland: (1) three silver birch plantations established on arable soil, (2) three silver birch plantations established after clear-cutting of spruce stands, and (3) three natural deciduous stands. Quantitative samples for soil fauna have been taken two or three times during one growing period (1998 or 1999), from which the major soil animal groups (Nematoda, Oligochaeta, Arthropoda) have been extracted, counted and identified. The communities of Collembola are similar at all study sites, but only the most dominating species (*Isotomiella minor*) is the same as in natural spruce forests. Oribatid mite communities of the birch plantations differ depending of the origin: In birch stands established in spruce forest the communities are rather similar to those in original spruce stands, though the population densities are lower. In birch stands established on arable soil the numbers of oribatids are low, but the most dominating species (*Oppiella nova)* is still the same. Communities of earthworms and enchytraeids show great differences between the sites. In birch stands established after spruce the enchytraeid densities are comparable to those in spruce forests, sharing the most dominant species (*Cognettia sphagnetorum*), but the species richness is higher. In birch stands on cultivated soil the community structure is very different from that on forest soil. The earthworm species common in arable soils (*Lumbricus terrestris, Aporrectodea caliginosa*) have maintained their populations after reforestation, but in birch stands after spruce their occurrence depend on dispersal possibilities: they have invaded the birch stands in cultural landscapes, but remain absent in isolated stands surrounded by spruce forests. Also the communities of original deciduous forests differ much from each other, apparently for the same reason.

# Entsyymiaktiivisuudet Harjavallan ja Koverharin maaperässä

*Soil enzyme activities in Harjavalta and Koverhar*

Milja Vepsäläinen* ja Maarit Niemi
Suomen ympäristökeskus, Tutkimuslaboratorio, PL 140, 00251 Helsinki,

Maan biologisesta aktiivisuudesta saadaan tietoa eri mittareilla. Maahengitys eli hiilidioksidin tuotto sekä ATP:n määrän mittaaminen antavat yleisen kuvan mikrobien aktiivisuudesta tai niiden määrästä [1, 2]. Useiden erilaisten substraattien käytön profiilia on käytetty mikrobiyhteisön rakenteen selvittämiseen [3, 4]. Yhteisöanalyysiä voidaan tehdä myös karakterisoimalla näytteistä eristettyä mikrobi-DNA:ta eri menetelmillä [5]. Mikrobien spesifisistä toiminnoista maassa on kuitenkin vaikea saada tietoa. Maan entsyymiaktiivisuuksia analysoimalla voidaan mitata maassa tapahtuvien toimintojen potentiaalia valituissa olosuhteissa [6-8]. Maanäytteisiin lisätään erilaisia lähtöaineita eli substraatteja ja mitataan niistä lohkeavien lopputuotteiden määrä. Lohkeamisreaktioita katalysoivat entsyymit, ja lopputuotteiden määrä analyysissä kertoo entsyymien aktiivisuuden. Tärkeitä entsyymejä ovat mm. sellulaasit, fosfataasit, sulfataasit ja peptidaasit, joiden toiminta liittyy hiilen, fosforin, rikin tai typen kiertoon ympäristössä. Maan ravinnekiertojen muuttuminen heijastuu siis entsyymiaktiivisuuksiin.

Harjavallassa kupari-nikkelisulaton ja Koverharissa rautasulaton päästöt kuormittavat maaperää. Harjavallan tehtaan päästöissä $SO_2$, Cu, Ni ja Cd ovat merkittäviä. Koverharissa $SO_2$, $NO_X$, Cd, Pb, Zn, Fe ja As ovat merkittäviä, mutta toisin kuin Harjavallassa emissio on alkalinen kalkin vuoksi [9]. Tutkimme kuormituksen vaikutusta näiden metallisulattojen ympäristön maan entsyymiaktiivisuuksiin (taulukko 1). Lisäksi mittasimme ATP:n määrän sekä useita fysikaalisia ja kemiallisia muuttujia näytteistä.

**Taulukko 1.** Harjavallan ja Koverharin näytteistä mitatut entsyymit. Ksylanaasiaktiivisuutta lukuun ottamatta mittaus perustui lopputuotteen fluoresenssiin. Ksylanaasimittauksessa käytettiin spektrofotometrista menetelmää.

| Entsyymi | Substraatti | Pääasiallinen alkuainekierto |
|---|---|---|
| α-glukosidaasi | 4-MU-α-D-glukopyranosidi | hiili |
| ß-glukosidaasi | 4-MU-ß-D-glukopyranosidi | hiili |
| ß-ksylosidaasi | 4-MU-ß-D-ksylopyranosidi | hiili |
| Kitinaasi | 4-MU-N-asetyyli-ß-D-glukosaminidi | hiili |
| Hapan/alkalinen fosfataasi | 4-MU-fosfaatti | fosfori |
| Arylsulfataasi | 4-MU-sulfaatti | rikki |
| Fosfodiesteraasi | bis-4-MU-fosfaatti | fosfori |
| Leusiini-aminopeptidaasi | L-leusiini-7-AMC | typpi |
| Alaniini-aminopeptidaasi | L-alanine-7-AMC | typpi |
| Lys-alaaminopeptidaasi | Lys-ala-7-AMC | typpi |
| Ksylanaasi | Ksylaani | Hiili |

Harjavallan näytteet otettiin 2,1 km, 3,2 km, 4,5 km ja 7,4 km etäisyydeltä päästölähteestä toukokuun ja elokuun alussa ja Koverharin näytteet 0,5 km ja 11 km päästölähteestä toukokuun ja elokuun puolivälissä kesällä 1999, joka oli poikkeuksellisen kuiva. Maan kosteus oli Harjavallassa toukokuussa noin 60 %, mutta elokuussa vain noin 25 %. Koverharissa maan kosteus oli vähintään 30 %. Harjavallassa $pH_{H2O}$ oli 3,6 - 4,0 ja Koverharissa 11 km päässä päästölähteestä n. 4 ja 500 m päässä päästölähteestä n. 7,6.

Harjavallassa maan ATP-pitoisuus kasvoi päästölähteestä etäännyttäessä. Koverharissa ATP-pitoisuus oli alhainen keväällä kuormitetussa havaintopaikassa.

Harjavallassa hiiliyhdisteiden hajotuksessa keskeiset α-glukosidaasi-, ß-glukosidaasi-, ksylanaasi- ja kitinaasiaktiivisuudet olivat suurempia etäämpänä päästölähteestä kuin sen läheisyydessä. Toukokuussa α-glukosidaasi-, ß-glukosidaasi ja kitinaasi olivat 4,5 km etäisyydellä päästölähteestä alempia kuin ympäröivissä havaintopaikoissa. Tämä näyte oli kosteampi ja sisälsi enemmän orgaanista ainetta kuin ympäröivien havaintopaikkojen näytteet. Toisin kuin muut aktiivisuudet, ß-ksylosidaasiaktiivisuus oli suurin lähellä päästölähdettä. Kaikkien näiden entsyymien pitoisuudet olivat korkeampia keväällä ja erot havaintopaikkojen välillä olivat silloin myös selvempiä kuin elokuussa pitkän kuivan kauden jälkeen.

Koverharissa sekä α- että ß-glukosidaasiaktiivisuudet olivat elokuussa korkeita sulaton läheisyydessä. Ksylanaasi- ja ß-ksylosidaasiaktiivisuudet olivat molemmilla havaintokerroilla selvästi korkeampia vertailualueella kuin sulaton läheisyydessä. Sen sijaan kitinaasiaktiivisuudessa ei havaittu eroa Koverharin alueella.

Happaman fosfataasin aktiivisuus oli molemmilla havaintoalueilla korkeampi puhtailla kuin kuormitetuilla paikoilla. Sen sijaan vain Koverharissa mitattu alkalinen fosfataasiaktiivisuus oli korkea alkalisen laskeuman alueella. Fosfodiesteraasi- ja arylsulfataasiaktiivisuudet olivat Harjavallassa sitä korkeampia, mitä etäämpänä päästölähteestä näytteet otettiin. Myös Koverharissa näiden entsyymien aktiivisuudet olivat korkeampia puhtaalla alueella, lukuun ottamatta toukokuun fosfodiesteraasiaktiivisuutta, jossa eroa ei havaittu.

Happaman fosfataasin, fosfodiesteraasin, arylsulfataasin sekä α- ja ß-glukosidaasin aktiivisuudet eivät enää elokuun näytteissä eronneet Harjavallassa 4,5 ja 7,4 km päästölähteestä olevissa havaintopaikoissa toisin kuin toukokuussa. Kuivuus saattoi tällöin peittää raskasmetallikuormituksen vaikutusta etenkin, koska entsyymiaktiivisuudet olivat silloin yleisesti keväistä tasoa alempia.

Leusiini- alaniini- ja lysiini-alaniiniaminopeptidaasien aktiivisuudet olivat Harjavallassa aina sitä korkeammat mitä puhtaammalta paikalta näytteet otettiin. Koverharissa selviä eroja ei havainto-paikkojen välillä havaittu lukuun ottamatta lysiini-alaniiniaminopeptidaasin aktiivisuutta, joka oli suurempi kuormitetulla alueella.

Entsyymiaktiivisuudet reagoivat kuormitukseen siten, että vaikutukset tulevat esiin eri voimakkuudella eri ajankohtina. Kuormitus aiheutti toisissa entsyymiaktiivisuuksissa alenemista ja toisissa stimulaatiota. Sen vuoksi entsyymiaktiivisuusprofiilin seuraaminen antaa yksittäisiä entsyymiaktiivisuuksia luotettavamman kuvan muuttavan toiminnan vaikutuksista aineiden kiertoon.

**Kiitokset**

Tämä tutkimus kuuluu Suomen Akatemian biodiversiteettitutkimusohjelmaan, FIBRE, ja sitä ovat rahoittaneet TEKES ja Suomen ympäristökeskus, jonka tutkimuslaboratoriossa työ on toteutettu. Entsyymiaktiivisuudet mittasi laborantti Keijo Tervonen, jolle haluamme esittää lämpimät kiitokset.

**Kirjallisuus**


1. Dilly, O. & Munch, J.-C. 1996. Microbial biomass content, basal respiration and enzyme activities during the course of decomposition of leaf litter in a black alder (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.) forest. Soil Biology and Biochemistry 28: 1073-1081.
2. Dilly, O. & Nannipieri, P. 1998. Intracellular and extracellular enzyme activity in soil with reference to elemental cycling. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde 161: 243-248.
3. Degens, B.P. & Harris, J.A. 1997. Development of a physiological approach to measuring the catabolic diversity of soil microbial communities. Soil Biology and Biochemistry 29: 1309-1320.
4. Zak, J.C., Willig, M.R., Moorhead, D.L. & Wildman, H.G. 1994. Functional diversity of microbial communities: a quantitative approach. Soil Biology and Biochemistry 26: 1101-1108.
5. Muyzer, G., Waal, E.C.d. & Uitterlinden, A.G. 1993. Profiling of complex microbial populations by denaturing gradient gel electrophoresis analysis of polymerase chain reaction-amplified genes coding for 16S rRNA. Applied and Environmental Microbiology 59: 695-700.
6. Dick, R.P. 1997.Soil enzyme activities as integrative indicators of soil health. Biological Indicators of Soil Health. New York, CAB international. p. 121-156.
7. Burns, R.G. 1982. Enzyme activity in soil: location and possible role in microbial ecology. Soil Biology and Biochemistry 14: 423-427.
8. Kandeler, E., Kampichler, C. & Horak, O. 1996. Influence of heavy metals on the functional diversity of soil microbial communities. Biology and Fertility of Soils 23: 299-306.
9. Niemi, M., Hyvärinen, T., Ahtiainen, J. & Vanhala, P. 1996. Mikrobien diversiteetti metsän maaperän tilan kuvaajana. Alustavien kokeiden tulokset. Helsinki, Suomen ympäristökeskuksen moniste 19. 48 p.

# Metsämaan typen transformaatiot metsänhoidon toimenpiteiden yhteydessä

*Effects of forest management practice on soil nitrogen transformations*

Aino Smolander*[1)], Laura Paavolainen[2)], Veikko Kitunen[1)] ja Eino Mälkönen[1)]
[1)] Metsäntutkimuslaitos, Vantaan tutkimuskeskus, PL 18, 01301 Vantaa

[2)] BCDE GROUP Waste Management Ltd Oy, Konalantie 6-8 A, 00370 Helsinki

Typen transformaatioita metsämaassa ja metsänhoitotoimenpiteiden vaikutusta niihin tarkastellaan esimerkkitapauksen avulla, jossa erilaisin käsittelyin maksimoitiin typen mobilisaatiota. Tutkimuksen kohteena oli 60-vuotias kuusikon pitkäaikainen lannoituskoe suhteellisen viljavalla kasvupaikalla Kerimäellä. Käsittelyinä olivat toistuva typpilannoitus
(yht. 860 kg N/ha 30 v:n aikana) ja kalkitus (yht. 6000 kg/ha kalkkikivijauhetta 30 v:n aikana). Koemetsikkö avohakattiin ja myöhemmin maa mätästettiin viljelyä varten. Typen transformaatioita ja häviöitä seurattiin ennen avohakkuuta ja viiden vuoden ajan sen jälkeen.

Pitkäaikainen typen lisääminen lisäsi mineraalitypen nettomuodostusta[1]. Avohakkuun jälkeen metsikön aiemmat typpilannoitukset eivät kuitenkaan enää vaikuttaneet mineraalitypen nettomuodostukseen. Typen mineralisaatio näytti riippuvan maan pH:sta siten, että alemmilla pH-alueilla korrelaatio oli positiivinen ja ylemmillä pH-alueilla negatiivinen.

Ennen avohakkuuta nettonitrifikaatio oli olematonta muilla paitsi sekä kalkitulla että typpilannoitetulla koealalla, mikä osoittaa sekä maan pH:n että ammoniumin riittävyyden tärkeyttä nitrifikaatiobakteereille. Avohakkuu käynnisti nitrifikaation kaikilla koealoilla[1]. Avohakkuun nettonitrifikaatiota lisäävä vaikutus perustui typen nettomineralisaation kiihtymiseen, pH:n lievään kohoamiseen ja eräiden haihtuvien orgaanisten yhdisteiden vähenemiseen (monoterpeenit)[1,2,3]. Metsikön aiemmat typpilannoitukset eivät vaikuttaneet nettonitrifikaatioon enää avohakkuun jälkeen.

Vajoveden typestä suurin osa oli orgaanista[4]. Liukoisen orgaanisen typen pitoisuus oli suurempi kun taas osuus kokonaistypestä pienempi avohakkuualalla kuin kuusikossa. Liukoisen orgaanisen typen koostumuksessa oli myös eroja. Erityisesti avohakkuualalla muodostui typpirikkaita, hydrofiilisia ja molekyylikooltaan pieniä yhdisteitä[4]. Avohakkuu lisäsi myös nitraattitypen pitoisuutta vajovedessä ja typpioksiduulin ($N_2O$) emissioita, mutta määrät säilyivät silti suhteellisen pieninä[5].

Muokkauksen vaikutusta selvitettiin vertaamalla mättään sisällä olevaa kaksinkertaista humuskerrosta muokkaamattomien koealojen humuskerrokseen. Typen nettomineralisaatio ja nettonitrifikaatio oli molemmissa samalla tasolla, mutta totaali- ja nitraattitypen pitoisuudet olivat mättäiden alta kerätyssä vajovedessä suurempia ilmeisesti mättäiden kaksinkertaisen humuskerroksen takia[6].

**Viitteet**

1. Smolander, A., Priha, O., Paavolainen, L., Steer, J. & Mälkönen, E. 1998. Nitrogen and carbon transformations before and after clear-cutting in repeatedly N-fertilized and limed forest soil. Soil Biology & Biochemistry 30: 477-490.
2. Paavolainen, L. & Smolander, A. 1998. Nitrification and denitrification in soil from a clear-cut Norway spruce (Picea abies) stand. Soil Biology & Biochemistry 30: 775-781.

3. Paavolainen, L. Kitunen, V. & Smolander, A. 1999. Inhibition of nitrification in forest soil by monoterpenes. Plant and Soil 205: 147-154.
4. Smolander, A., Kitunen, V. & Mälkönen, E. 2000. Dissolved soil organic N and C in a Norway spruce stand and an adjacent clear-cut. Biology and Fertility of Soils, painossa.
5. Smolander, A., Kukkola, M., Helmisaari, H.-S., Mäkipää, R. & Mälkönen, E. 2000. Functioning of forest ecosystems under nitrogen loading. In. Mälkönen, E. (ed.). Forest condition in a changing environment – The Finnish case. Kluver Academic Publishers, p. 229-247.
6. Smolander, A., Paavolainen, L. & Mälkönen, E. 2000. C and N transformations in forest soil after mounding for regeneration. Forest Ecology and Management 134: 17-28.

# Luonnonmukaisen ja tavanomaisen viljelyn vaikutus maan biologisiin, kemiallisiin ja fysikaalisiin ominaisuuksiin

*Effects of organic and conventional farming on soil biological, chemical and physical properties*

Ansa Palojärvi*[1)], Laura Alakukku[1)], Esko Martikainen[2)], Marina Niemi[3)], Pekka Vanhala[4)], Kirsten Jörgensen[4)] ja Martti Esala[1)]

[1)] Maatalouden tutkimuskeskus, Kasvintuotannon tutkimus, Peltokasvit ja maaperä, 31600 Jokioinen:,
[2)] Jyväskylän yliopisto, Ympäristöntutkimuskeskus, PL 35, 40351 Jyväskylä:
[3)] Kemira Agro Oy, Espoon tutkimuskeskus, PL 44, 02271 Espoo,
[4)] Suomen ympäristökeskus, PL 140, 00251 Helsinki:

## Johdanto

Useissa tutkimuksissa on havaittu, että yksittäiset viljelytoimenpiteet ja pitkään jatkuneet viljelykäytännöt voivat muuttaa maaperän ominaisuuksia. Muutokset voivat olla viljelyn kannalta myönteisiä tai kielteisiä. Maan kasvukunnon ylläpitäminen ja parantaminen on keskeistä pyrittäessä kestävän kehityksen mukaiseen maataloustuotantoon. Luonnonmukaista viljelyä on esitetty erääksi mahdollisuudeksi maan kasvukunnon parantamiseksi. Luonnonmukainen viljely on viljelyjärjestelmä, joka eroaa ns. tavanomaisesta viljelystä ennen kaikkea siinä, että viljelyssä ei sallita keinotekoisia lannoitteita tai torjunta-aineita, ja viljely perustuu viljelykierrolle, jossa on mukana typpeä sitova palkokasvi.

Suomalaiset tutkimukset eri viljelyjärjestelmien vaikutuksista maaperän ominaisuuksiin puuttuvat lähes tyystin. Yksittäisten viljelytoimenpiteidenkin vaikutuksia on yleensä tutkittu melko hajanaisesti; tutkimuksissa on keskitytty vain muutamiin mitattaviin ominaisuuksiin. Tutkimukset on useimmiten toteutettu kenttäkokeilla, jotka harvemmin ovat pitkäaikaisia. Käytännön tilanne viljelijöiden pelloilla on jäänyt vähälle huomiolle.

Tämän tutkimuksen tavoitteena oli selvittää, eroavatko yksityisten viljelijöiden pitkäaikaisesti luonnonmukaisesti ja tavanomaisesti viljeltyjen vilja- tai nurmilohkojen maaperän biologiset, kemialliset ja fysikaaliset ominaisuudet toisistaan.

## Aineisto ja menetelmät

Tutkimusta varten valittiin eteläisestä Suomesta 10 yksityisten viljelijöiden tilaparia, joissa luonnonmukaisesti ja tavanomaisesti viljellyt maalajiltaan samanlaiset vilja- tai nurmilohkot olivat vierekkäin. Luomuviljelyä oli harjoitettu lohkoilla 12 - 40 vuotta.
Seurantaan valittiin kultakin lohkolta 30 x 30 m alueet, joilta otettiin maanäytteitä neljä kertaa: syksyllä 1997 ja 1998, sekä keväällä 1998 ja 1999. Muokkauskerroksen näytteistä mitattiin maamikrobiston biomassaa, yhteisörakennetta ja erilaisia mikrobiston toimintaa kuvaavia muuttujia (mm. maahengitys, substraattien käyttökyky, hiilen, typen, fosforin ja rikin kiertoon liittyviä entsyymiaktiivisuuksia, typen mineralisaatiotehokkuus, potentiaalinen nitrifikaatio). Maaperäeläimistä määritettiin keskeiset ryhmät: lierot, änkyrimadot, mikroniveljalkaiset, sukkulamadot. Kemialliset

analyysit olivat seuraavat: pH, johtoluku, orgaaninen C, kokonais-N, liukoiset N, P, K, Mg, Ca ja S. Muokkauskerroksen alapuolelta (25-60 cm) otetuista näytteistä mitattiin mineraalitypen määrä. Fysikaalisia ominaisuuksia tutkittiin muokkauskerroksesta keväisin otetuista näytteistä. Niistä määritettiin vedellä kyllästyneen maan vedenjohtavuus, makro- ja kokonaishuokostila, lakastumisraja, lierokanavien määrä, tilavuuspaino ja murujen kestävyys.

**Tulokset ja niiden tarkastelu**

Alustavien tulosten mukaan paikkakohtaisilla lohkojen ominaisuuksilla oli suurin vaikutus lähes kaikkiin mitattaviin muuttujiin. Tämä tulisi ottaa huomioon jatkossa, kun suunnitellaan vertailevia tutkimuksia eri paikoissa sijaitsevilla tiloilla tai alueilla. Viljelyjärjestelmien välillä erot olivat yleisesti ottaen vähäisiä. Useissa tapauksissa niitä ei havaittu lainkaan. Selkeimmät erot havaittiin liukoisten ravinteiden pitoisuuksissa. Erityisesti fosforin ja rikin pitoisuudet olivat luonnonmukaisessa peltomaassa alhaiset. Mineraalityppeä oli tavanomaisesti viljellyssä maassa runsaammin keväisin; näytteenotto tehtiin pari viikkoa kylvölannoituksen jälkeen. Syksyisin eroa ei havaittu. Maan orgaanisen aineksen määrissä ei ollut viljelyjärjestelmien välillä merkitsevää eroa. Tämä mahdollisesti selittää sen, että maaperän eliöstössä havaitut erot olivat vähäisiä.

Maaperän ominaisuuksissa eri viljelyjärjestelmien välillä havaittujen erojen vähäisyyteen voi vaikuttaa se, että maaperän muutokset tapahtuvat hyvin hitaasti. Tosin luonnonmukaista viljelyä oli harjoitettu tutkimuslohkoilla melko kauan; keskimäärin yli 20 vuotta. Viljelyjärjestelmien väliset vähäisemmät erot ja tavanomaisen viljelyn alhaisempi intensiteetti Suomessa verrattuna esimerkiksi Keski-Euroopan tilanteeseen on eräs tuloksiin vaikuttanut tekijä. Useilla tutkimuksessa mukana olevilla tavanomaisilla tiloilla käytettiin karjanlantaa lannoitteena ja pidettiin nurmea mukana viljelykierrossa. Näiden yksittäisten viljelytoimenpiteiden vaikutus nousikin tuloksissa esiin viljelyjärjestelmästä riippumatta. Jatkossa tutkimuksissa tulisikin keskittyä niihin keskeisiin viljelytoimenpiteisiin, jotka eniten vaikuttavat maaperän kasvukuntoon. Tuloksia voitaisiin soveltaa molemmissa viljelyjärjestelmissä. Vaikutusten tutkimiseksi ja maaperän kasvukunnon kehittymisen seuraamiseksi tarvittaisiin riittävä määrä pitkäaikaisia kenttäkokeita.

# Tracking of a mer- and luc-tagged Pseudomonas in Finnish boreal forest soil

*Pseudomonas-bakteerin seuranta suomalaisessa metsämaassa käyttäen mer- ja luc -merkkigeenejä*

Katarina Björklöf* and Kirsten S. Jørgensen

Finnish Environment Institute, Research Laboratory, P.O.Box 140, FIN-00251, Helsinki

## Introduction

Genetically modified micro-organisms (GMMO) are developed for different use in environmental biotechnology. Before release into the environment a thorough risk assessment of GMMOs is required by the authorities in all EU countries. Tagging of the inoculum with a marker gene provides a means to monitor the inoculum in the environment in the presence of natural bacteria. In this work we compared the efficiency of the selective marker gene, *mer*, and the non selective marker gene, *luc*, for monitoring of an antagonistic *Pseudomonas fluorescens* originating from the rhizosphere of a Finnish birch (*Betula pendula*) in humus rich Finnish forest soil at different temperatures.

## Materials and Methods

The bacterium was chromosomally dual tagged with the *mer::luc* marker genes using the *Tn5* minitransposon vector system. The marker genes were inserted as single copies in the genome. Bacteria were inoculated into soil and parallel microcosms of 6 g soil were incubated at -20 °C, 4 °C, 15 °C, 20 °C or 30 °C. The water content of the soil microcosms was kept at 50% (w/w). The inocula were monitored by destructive sampling of triplicate samples from which luminescence of whole cells (no ATP added to the reaction) and cell extracts (ATP added to the reaction) were measured. Further, counts of light producing colonies on non selective and $HgCl_2$ -selective 1/1TGY media were estimated using X-ray films.

## Results

In pure cultures the detection limit for luminescence in cell extract measurements was $10^3$ cells and for whole cell measurements $10^5$ cells. In soil, the detection limit was $10^6$ cells both for cell extract measurements and for whole cell measurements. The luminescence was linear for cell densities between $5 \times 10^9$ and $5 \times 10^5$ cells per g fresh weight soil. Immediately after inoculation to soil about 10% of the added luminescence was recovered, pointing out the difficulty to work with humus-rich soils.

The soil used in the experiment contained $3.2 \times 10^6$ cfu/g fresh weight soil indigenous bacteria measured on 1/1 TGY plates and $6.3 \times 10^2$ cfu/g fresh weight indigenous mercury resistant colonies measured on 1/1 TGY complemented with 7.5 µg/ml $HgCl_2$. The inoculation of *P. fluorescens* cells resulted in $8 \times 10^8$ cfu/g fresh weight on 1/1 TGY. As long as the inoculum size exceeded the size of the natural community, 55% of the culturable inoculum in soil was detectable using plate count on $HgCl_2$-selective media and 42% was detectable measuring light producing colonies from the non selective plates. This indicated that measurements with either marker genes failed to estimate part of the viable population. As the inoculum size decreased below the size of the natural soil community, detection of the tagged strains on non-selective plates was difficult due to inhibition or overgrowth of the inoculum

by indigenous bacteria, complicating detection of light producing colonies by the X-ray assay. Tagged bacteria were therefore detected on $HgCl_2$ plates, where the background was lower. In soils, the plate counts of luminescent colonies declined fast at 20 °C and 30 °C but at 15 °C, 4 °C and -20 °C part of the inoculum remained culturable for more than 40 days. The culturable counts of the indigenous bacterial communities were similar regardless of soil temperatures.

Whole cell luminescence started to decline rapidly after inoculation. Three days after inoculation one sixth of the inoculated activity was found after incubation at 20 °C and one third of the inoculated activity was recovered at 15 °C. At other soil temperatures the luminescence was hardly above the detection limit. The luminescence in 15 °C was retained in until 10 days of incubation, but on day 21 and forward, no whole cell activity was observed in any soil microcosms. After three days of incubation, half of the inoculated cell extract luminescence was found at 15 °C and 20 °C 1/10 of the inoculated activity at 20 °C. In soils incubated at 30 °C only 1/100 of the luminescence was recovered after three days of incubation. Most of the luminescence was lost after 40 days in all temperatures except -20 °C, where luminescence was found even after 172 days incubation.

It was shown that the whole cell luminescence assay detected a smaller part of the tagged population than the corresponding plate count and cell extract luminescence assay. This indicated that the ATP level in the inoculated population decreased soon after introduction into natural soil, but the population still retained some basic functions like maintenance of enzymes or translation of genes and the capability of cell divisions on plates.

During the first 20 days of the experiment the cell extract measurements were correlating with the colony forming units, but at later time points the luminescence of cell extracts corresponded to a higher number of bacteria than estimated by light detection from colonies. On day 98, the luminescence from cell extracts was above the detection limit even when the correlating cfus were only $10^2$ cfu per g fresh weight. This indicated that about 99% of the inocula in 4 °C and
-20 °C had entered an unculturable metabolic state, where enzymes were still intact.

**Conclusions**

- The activity of inoculated bacteria isolated from Finnish forest soil decreased very soon after inoculation, and the major part became unculturable after 40 days. Inactivation of cells was temperature dependent.
- Part of the bacteria survived in soil conditions at -20 °C and 4 °C for at least 100 days.
- In soil the luminescence detection limit was similar for whole cells and cell extracts, but the detection limit was high.

# Clover ground cover competition effects on red birch and soil in nursery field

*Punakoivun taimikasvatus: kilpailu maanpeitekasvien (apilat) kanssa*

Kaarina Hänninen*[1)], Rauni Strömmer[2)] ja Satu Huttunen[3)]
1) Häme Polytechnic Lepaa, 14610 Lepaa
2) University of Helsinki, Department of Ecological and Environmental Sciences, 15140 Lahti,
3) University of Oulu, Department of Biology, 90014 Oulu,

## Introduction

The use of vegetative ground covers has been studied as one possibility towards sustainability in orchards and nurseries (1,2). In tree-ground cover systems, where plants are grown for landscaping or orchards, relatively wide spacing is used, which creates interspecific competition mainly for belowground resources. Belowground processes are invisible, complex and not well studied (3,4). Not only plants compete with each other, but also soil micro-orgamisms use belowground resources and can be real competitors for plants (5). Competition for nitrogen between micro-organisms and plants has been found even in relative fertile sites (5,6). In addition, heterotrophic micro-organisms can control plant N-uptake, and N-fixing bacteria and mycorrhizae have an important role in belowground competition (5). To improve nitrogen economy of plants and also to improve soil, legumes have been studied as vegetative ground cover. Often legumes have proved to be too competitive with the crop (2,7), but also positive results exist (8).

## Materials and methods

Annual (*Trifolium incarnatum* L. 'Opolska', *T. resupinatum* L. and *T. subterraneum* L.) and perennial (*Trifolium pratense* L. 'Bjursele', *T. repens* L. 'Jogeva', *T. repens* L. 'Sonja', *T. hybridum* L. 'Frida') clover species were evaluated as vegetative ground cover in nursery field production of red birch (*Betula pubescens* Ehrh. *f. rubra* f. nova Ulvinen) in two 2-years experiments. The clover species were compared to grass sod *Festuca rubra* L. and to a coverless ground (control). Birch growth was measured, birch nutrient status (N, P, K, Ca, Mg, S, Fe, Mn, Zn, Al, and Si in leaves, stems and branches and roots), soil nutrient concentrations (N, P, K, Ca, Mg, Fe) and soil microbial characteristics (microbial biomass and activity) were analysed.

## Results and discussion

Perennial clovers and grass were strong competitors with the tree reducing growth and nutrient status considerably compared to control and annual clovers. As reported earlier, tree stem diameter and stem length were sensitive to competition with grasses (2,7) and with legumes (1,2). There were significant positive correlations between leaf N, K, S, Fe, Al and Si concentrations and birch growth. High levels of P and Mg in birch leaves relative to N concentration were typical for poorly growing seedlings.

The effects of ground covers on soil nutrient status were minor. Soil $NO_3$-N was generally highest on bare ground as often reported (1,9). Legumes do not necessarily increase soil $NO_3$-N (2). Annual and perennial clover plots differed distinctly from each other, $NO_3$-N being generally higher under annual than under perennial clovers. It seems that conditions for nitrifying micro-ogranisms have been more favourable on bare ground and under annual clover than under perennial clover or *Festuca*. Soil microbes compete with plants for nitrogen and water (5,6) and may have been affected plant N uptake. Great microbial biomass in connection with perennial clovers and *Festuca* seems to have created a competitive combination against birch nitrogen exploitation.

It is worth noticing that though there are only minor differences in soil nutrient concentrations between the treatments, there are significant differences in tree growth and nutrient concentrations (1,10,11) as well as in nutrient ratios in the tree. Competitive exploitation has been suggested as a mechanism of interspecific competition (3,12). Tree nutrient status as well as the nutrient ratios were very similar to each others on bare ground and under annual clovers. Under perennial clovers the concentrations and the ratios reminded more the ones found under *Festuca*. Thus, the competition impacts distinctly on nutrient uptake of plants. Perennial clovers start to grow early in the spring, before birch leaf burst, while annual clovers sown in June start to compete with birch in July. It seems obvious that the absence of early season competition with cover crops is crucial for good birch growth.

**Future aspects**

Sustainable production systems have generally restricted crop growth and nutrition at least in some extent. Long-term soil productivity should however be kept in mind as the most important aspect. There are still many problems concerning the use of vegetative ground covers, of which the good ground cover - crop combination is one of the most important. The role of soil microbial community in belowground resource competition, and especially in nitrogen cycling is of great interest, but not well known. Also competition for water is poorly understood.

There are also questions concerning management systems, e.g. optimizing the cover crop density, which creates a good soil covering without being competitive. Also technical solutions for tree harvesting from covered soil should be solved. Last, but not least important is the effect of vegetative ground covers on nursery economy.

Financially this work was mainly supported by the Academy of Finland.

**References**

1. Merwin, I.A. & Stiles, W.C. 1994. Orchard groundcover management impacts on apple tree growth and yield, and nutrient availability and uptake. J. Amer. Soc. Hort. Sci. 119:209-215.
2. Calkins, J.B. & Swanson, B.T. 1995.- Comparison of conventional and alternative nursery weed management strategies. Weed Technol. 9:761-767.
3. Caldwell, M.M., Eissenstat, D.M., Richards, J.H. & Allen, M.F. 1985. Competition for phosphorus: Differential uptake from dual-isotope-labeled soil interspaces between shrub and grass. Science 229:384-386.
4. Wilson, S.D. & Tilman, D. 1993. Plant competition and resource availability in response to disturbance and fertilization. Ecology 74:599-611.
5. Kaye, J.P. & Hart, S.C. 1997. Competition for nitrogen between plants and soil microorganisms. Tree 12:139-143.
6. Stark, J.M. & Hart, S.C. 1997. High rates of nitrification and nitrate turnover in undisturbed coniferous forests. Nature 385:61-64.
7. Shribbs, J.M. & Skroch, W.A. 1986. Influence of 12 ground cover systems on young 'Smoothee Golden Delicious' apple trees: I. Growth. J. Amer. Soc. Hort. Sci. 111:525-528.
8. Haines, S.G., Haines, L.W. & White, G. 1978. Leguminous plant increase sycamore growth in Northern Alabama. Soil Sci. Soc. Am. J. 42:130-132.
9. Walsh, B.D., MacKenzie, A.F. & Buszard, D.J. 1996. Soil nitrate levels as influenced by apple orchard floor management systems. Can. J. Soil. Sci. 76:343-349.
10. Hornig, R. & Bünemann, G. 1996. Baumstreifenbegrünung und Fertigation im integrierten Apfelanbau. II. Nährstoffversorgung der Apfelbäume. Gartenbauwissenschaft 61:1-7.
11. Hornig, R. & Bünemann, G. 1996. Baumstreifenbegrünung und Fertigation im integrierten Apfelanbau. III. Biomassebildung und Nährstoffaufnahme der Deckpflanzen sowie Einfluss auf den Wasser- und Nährstoffhaushalt des Bodens. Gartenbauwissenschaft 61:164-173.
12. Caldwell, M.M. 1994. Exploiting nutrients in fertile soil microsites. In: Caldwell MM & Pearcy RW (eds) Exploitation of Environmental Heterogenity by Plants. Academic Press, San Diego, p 325-348.

# Utilization of arbuscular mycorrhiza by system management

*Mykorritsan hyödyntäminen viljelyjärjestelmää säätelemällä*

Helena Kahiluoto*[1)] and Mauritz Vestberg[2)]
Agricultural Research Centre of Finland, [1)]Ecological Production, Partala, Huttulantie 1, FIN-51900 Juva: [2)]Laukaa Research and Elite Plant Station, FIN- 41330 Vihtavuori:

## Introduction

Phosphorus (P) management is one of the main obstacles in sustainable development of food systems. Arbuscular mycorrhiza (AM) has the potential to make successful cultivation possible at a lower soil P level by exploiting the released P more effectively. It can reduce P losses to waters also by improving soil structure[1] which leads to reduced erosion[2]. The aim of the study was to find out whether reliance on AM in crop production can be promoted by management of the production system in Nordic conditions. Crop P nutrition was focused on. A bioassay of AM effectiveness in terms of plant growth and nutrient uptake was also developed.

## Material and methods

Farm pairs with adjacent fields representing contrasting management systems, and long-term field experiments on cropping systems[3] and fertilization practices[4] were utilized. The influences on AM formation, and on AM effectiveness, i.e. on AM contribution to growth and nutrient uptake of barley, red clover and flax were investigated. The effects on size, composition and functioning of the field AM fungal communities were also clarified. As well as the bioassay developed[5,6], two other bioassays[4,7] and a field assay[8] were used.

## Results and discussion

AM could notably increase growth and uptake of P, Zn and Cu by field grown clover and flax, but the benefits to cereal crops seem to require breeding.[8] Within both of the farm pairs AM effectiveness tended to be higher in soil from the organic farm, and was notably higher in loam soil from the farm pair with cattle than in clay soil from the farm pair with mainly cereal production. Similarly, in a long-term experiment AM effectiveness was remarkably higher in the treatment with manure applications than with mineral fertilizers only. It was also observed that the effectiveness in the low-input plots was higher than in the conventionally cropped plots in the long term. However, incorporation of clover biomass hindered mycorrhizal functioning during the next season reducing the yield compared to incorporation of composted biomass and to conventional plots.[3] Increase in the soil content of extractable P reduced mycorrhizal benefit to crops. At intermediate P contents of the Finnish field soils, AM could remarkably reduce crop growth. High content of extractable P in soil reduced or prevented AM formation.[7,8]

The differences in AM effectiveness between cropping histories were mainly due to differences in the soil conditions, i.e. in the proportion of the organic P pool effectively utilized by AM, or in the overall P supply.[3,7,8] From all the management practices, only the amount of P applied caused functional differences in AM fungal communities at long term. The communities seemed to adapt slowly to changes in P levels. This adaptation could not, however, compensate for the reduction in AM effectiveness caused by the increase in soil P supply.[4]

## Conclusions

Mycorrhiza is an ecosystem service[9] which can be relied on and favoured, but also impaired or irreversibly lost depending on the production system. AM deserves to be considered in development of sustainable farming systems as well as in breeding and soil quality assessment programmes serving sustainable agriculture. AM effectiveness in field soils can be assessed using a standardized bioassay.

## References

1. Tisdall, J.M. & Oades, J.M. 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soils. Journal Soil Science 33: 141-163.
2. Reganold, J.P., Elliott, L.F. & Unger, Y.L. 1987. Long-term effects of organic and conventional farming on soil erosion. Nature 330: 370-372.
3. Kahiluoto, H. & Vestberg, M. 1999. Impact of cropping system on mycorrhiza. In: J.E. Olesen, J.E., Eltun, R., Gooding, M.J., Jensen, E.S. & Köpke, U. (eds.) Designing and testing crop rotations for organic farming. DARCOF Report no. 1. p. 305-310.
4. Kahiluoto, H., Ketoja, E. & Vestberg, M. 2000. Promotion of AM utilization through reduced P fertilization 1. Bioassays in a growth chamber. Plant Soil. In press.
5. Kahiluoto, H., Ketoja, E. & Vestberg, M. 2000. Creation of a non-mycorrhizal control for a bioassay of AM effectiveness 1. Comparison of methods. Mycorrhiza 5: 241-258.
6. Kahiluoto, H. & Vestberg, M. 2000. Creation of a non-mycorrhizal control for a bioassay of AM effectiveness 2. Benomyl application and soil sampling time. Mycorrhiza 5: 259-270.
7. Thingstrup, I., Kahiluoto, H. & Jakobsen, I. 2000. Phosphate transport by hyphae of field communities of arbuscular mycorrhizal fungi at two levels of P fertilization. Plant Soil 221: 181-187.
8. Kahiluoto, H., Ketoja, E. & Vestberg, M. Promotion of AM utilization through reduced P fertilization 2. Field studies. Submitted to Plant Soil.
9. Björklund J., Limburg K.E. & Rydberg, T. 1999. Impact of production intensity on the ability of the agricultural landscape to generate ecosystem services: an example from Sweden. Ecol. Economics 29: 269-291.

# Pyreenin hajoaminen männyn mykorritsosfäärissä

*Degradation of pyrene in pine mycorrizosphere*

Teija Koivula[*1)], Rainer Peltola[2)], Mirja Salkinoja-Salonen[2)], ja Martin Romantschuk[1)].
[1]Biotieteiden laitos, Yleisen mikrobiologian osasto, PL 56, 00014 Helsingin yliopisto. [2]Soveltavan kemian ja mikrobiologian laitos, PL 56, 00014 Helsingin yliopisto.

## Johdanto

Polyaromaattiset hiilivedyt (PAH) ovat haitallisia kemikaaleja, jotka saastuttavat erityisesti kaupunkivaltaisten ja teollistuneiden yhteiskuntien maaperää ja sedimenttejä, mutta ne ovat levinneet ilmakehässä myös harvaan asutuille alueille (1). PAH:ien hajoamista on tutkittu useita vuosia ja useita PAH:ja hajottavia bakteereita ja sieniä on eristetty (2). Huolimatta hajottajamikrobeista, jotka mahdollisesti kolonisoivat saastunutta maaperää, hajoaminen saattaa olla hidasta tai sitä ei tapahdu lainkaan, näin etenkin suurimolekyylisten polyaromaattien kohdalla. Fysikaaliset puhdistusmenetelmät kuten maan kaivaminen yhdistettynä pesuun tai polttoon tuhoavat maan ja saastuneen kohteen. Biologiset puhdistusmenetelmät, kuten mikrobiympin käyttäminen ovat useissa tapauksissa osoittautuneet tehottomiksi. Kasvien, etenkin juuriston ja siihen liittyvien mikrobien käyttö saastuneiden maiden puhdistuksessa on herättänyt viime vuosina paljon kiinnostusta ja toiveita, että siitä pystyttäisiin kehittämään tehokas, halpa ja ekologinen puhdistusmenetelmä (3, 4). Ryhmämme on viime vuosina ollut kiinnostunut männyn juuriston ja siihen assosiatiivisesti liittyvien mikrobien käyttämisestä haitallisten aineiden hajotustyössä (5, 6). Tässä työssä on tutkittu nelirenkaisen polyaromaatin, pyreenin, hajoamista humuksessa ja öljyisessä maassa, joko männyn (*Pinus sylvestris*) ja sen sienijuuren *Paxillus involutus* (pulkkosieni) kanssa tai ilman.

## Materiaalit ja menetelmät

Männyn taimet kasvatettiin ja infektoitiin *P. involutus* mykorritsasienellä koeputkessa (7). Kymmenen viikkoa vanhat taimet siirrettiin ohuen humus kerroksen päälle kaksisuuntaiseen mikrokosmokseen (8, 9). Humus oli kerätty ($A_0$ kerros) 50 - 70 vuotta vanhasta mäntymetsästä. Noin kuukauden kuluttua 25 $cm^2$:n suuruinen alue humuslevystä korvattiin joko öljyisellä maalla tai pyreenillä kontaminoidulla humuksella tai kontrolli humuksella, johon ei ollut lisätty saastuttavia aineita. Öljyinen maa oli kerätty öljyjätteen kesannointi paikalta ja se sisälsi 38.8 g $kg^{-1}$ öljyhiilivetyjä mm. pyreeniä ja metyloituja pyreenejä 1.5 mg $kg^{-1}$. Metsähumuksessa ei tiettävästi ollut aikaisempaa PAH kontamiaatiota lukuun ottamatta mahdollista ilman mukanaan kuljettamaa kaukolaskeumaa, mutta se saastutettiin keinotekoisesti pyreenillä (0.1 g $kg^{-1}$). Mikrokosmoksia inkuboitiin noin kuukausi, jona aikana sieni levisi saastutetulle alueelle. Tämän jälkeen niille lisättiin vielä radioaktiivinen merkkiaine $^{14}C$-pyreeni (100 000 dpm). Kukin mikrokosmos suljettiin omaan tiiviiseen lasiastiaansa, jonka läpi pumpattiin ilmaa peristalttisella pumpulla. Ilma johdettiin NaOH-liuokseen ($CO_2$-trappi), johon $CO_2$ siirtyi. Kasveihin ja NaOH-liuokseen sitoutuneen radioaktiivisuuden määrä mitattiin kokeen lopussa.

## Tulokset ja tulosten tarkastelu

Pyreenin mineralisaatiotasoa (hajoamista hiilidioksidiksi) arvioitiin mittaamalla $CO_2$-trappiin sitoutuneen radioaktiivisuuden määrä. Mikrokosmoksissa, joissa kasvoi mänty tuotettiin yleisesti ottaen vähemmän radioaktiivisuutta NaOH-liuokseen, kuin pelkkää maata sisältävissä mikrokosmoksissa. Eniten aktiivisuutta (2.7 % (SD 1.3, n=3) lisätystä aktiivisuudesta) tuotettiin mikrokosmoksissa, joissa mänty kasvoi pyreenillä kontaminoidussa humuksessa. Ilman mäntyä kasvavissa mikrokosmoksissa radioaktiivisuutta kertyi $CO_2$-trappeihin parhaassa tapauksessa 14.5 % (SD 5.2), kontaminoivana maana oli humus, johon oli lisätty pyreeniä. Kontrollien NaOH-liuosten sisältämän radioaktiivisuuden määrä oli 0.1 % mikrokosmoksiin laitetun radioaktiivisuuden määrästä.

Koska kasvit kuitenkin yhteyttävät osan pyreenin hajoamisessa syntyneestä $^{14}CO_2$:ta, yhdistettiin kokonaismineralisaatiota arvioitaessa kasvien (mänty ja sammaleet, joita kasvoi mikrokosmosten reunoilla) ja NaOH-liuoksen radioaktiivisuudet. Mänty-mikrokosmoksissa kasvimateriaalin ja $CO_2$-trapin sisältämä yhteenlaskettu radioaktiivisuuden määrä oli tällöin parhaimmillaan (mikrokosmosten kontaminaationa pyreenillä saastutettu humus) 12.3 % (SD 7.3) mikrokosmoksiin laitetusta määrästä. Ilman mäntyä olevissa mikrokosmoksissa korkein NaOH-liuosten ja sammalten yhteenlaskettu radioaktiivisuuden määrä oli 20.9 % (SD 2.3), tällöinkin saasteena oli pyreenillä kontaminoitu humus. Pyreeni näytti siis hajoavan paremmin humuksessa kuin öljyisessä maassa. Kontrolleissa radioaktiivisuuden määrä oli ≤0.4 %. Verrattaessa mineralisaatiomääriä sellaisten mikrokosmosten välillä, joissa toisessa oli mänty toisessa ei, kontaminoivan maatyypin pysyessä samana, niissä ei havaittu tilastollista eroa. Kasveilla ei täten näyttänyt olevan vaikutusta pyreenin mineralisaatioon.

Pyreeniä hajotettiin sekä öljyisessä maassa, mikä oli oletettavissa sillä öljymaan tiedettiin sisältävän pyreeniä, jolloin maassa todennäköisesti oli myös pyreeniä hajottavia mikrobeja, että humuksessa, joka oli keinotekoisesti kontaminoitu ei-radioaktiivisella pyreenillä. Pyreenin mineralisaatio humuksessa oli yllättävää ja saattaa viitata siihen, että humuksessa on luonnostaan PAH:ja hajottavia mikrobeja, joiden määrä ja/tai aktiivisuus lisääntyy pyreeniä humukseen lisättäessä.

**Johtopäätökset**

Työssä arvioitiin männyn (*P. sylvestris*) ja sen mykorritsasienen *P. involutus* hyväksikäyttöä orgaanisella kemikaalilla saastuneen maan puhdistamisessa. Pyreeni mineralisoitui sekä keinotekoisesti pyreenillä kontaminoidussa humuksessa että öljyisessä maassa ja sekä männyn kanssa että ilman. Hajoaminen oli suurinta mikrokosmoksissa, joissa ei kasvanut mäntyjä ja jotka oli kontaminoitu pyreenillä. Mänty ja sen sienijuuri eivät vaikuttaneet hajoamiseen.

**Viitteet**


1. Edwards, N.T. 1983. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH's) in the terrestrial environment. J. Environ. Qual. 12:427-441.
2. Cerniglia, C.E. 1992. Biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons. Biodegradation 3:351-368.
3. Anderson, T.A., Guthrie, E.A. & Walton B.T. 1993. Bioremediation in the rhizosphere - Plant roots and associated microbes clean contaminated soil. Environ. Sci. Technol. 27:2630-2636.
4. Cunningham, S.D., Anderson T.A., Schwab A.P., & Hsu F.C. 1996. Phytoremediation of soils contaminated with organic pollutants. Adv. Agronomy 56:55-114.
5. Sarand, I., Timonen S., Koivula T., Peltola R., Haahtela K., Sen R., & Romantschuk M. 1999. Tolerance and biodegradation of *m*-toluate by Scots pine, a mycorrhizal fungus and fluorescent pseudomonads individually and under associative conditions. J. Appl. Microbiol. 86:817-826.
6. Sarand, I., Timonen S., Nurmiaho-Lassila E.-L., Koivula T., Haahtela K., Romantschuk M., & Sen R. 1998. Microbial biofilms and catabolic plasmid harbouring degradative fluorescent pseudomonads in Scots pine mycorrhizospheres developed on petroleum contaminated soil. FEMS Microbiol. Ecol. 27:115-126.
7. Timonen, S., Finlay R.D., Söderström B., & Raudaskoski M. 1993. Identification of cytoskeletal components in pine ectomycorrhizas. New Phytol. 124:83-92.
8. Findlay, R.D., & Read D.J. 1986. The structure and function of the vegetative mycelium of ectomycorrhizal plants. I. Translocation of $^{14}$C-labelled carbon between plants interconnected by a common mycelium. New Phytol. 103:143-156.
9. Timonen, S., Tammi H., & Sen R. 1997. Characterization of the host genotype and fungal diversity in Scots pine ectomycorrhiza from natural humus microcosms using isozyme and PCR-RFLP analyses. New Phytol. 135:313-323.


**Kiitokset** Suomen Akatemia on tukenut työtä rahallisesti.

# Mineralization of pyrene in nitrifying oil-polluted soil

*Pyreenin hajotus nitrifioivassa öljyllä saastuneessa maassa*

Jukka Kurola*[1)], Tuula Aarnio[2)], Mirja Salkinoja-Salonen[3)] and Martin Romantschuk[1)]

University of Helsinki, Departments of Bioscienses[1)] and Applied Chemistry and Microbiology[3)] P.O. Box 56, 00014 University of Helsinki:
[2)] Finnish Forest Research Institute, Jokiniemenkuja 1 01300, Vantaa, Finland

## Introduction

Landfarming is a widely used method to treat oil-contaminated soil or oil-sludges (1). Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) are a major component of oil-sludges deriving from oil refining operations. Ammonia oxidizing bacteria are capable of oxidizing hydrocarbons, e.g. PAHs, incompletely (2). The transformation of PAHs is accompanied by competitive inhibition of ammonia monooxygenase (AMO), the first key enzyme in nitrification (3). The aim of our study was to assess whether there is any correlation between nitrification and mineralization of a four-ring PAH, pyrene in soil used for disposal of oil-sludges.

## Materials and methods

Soil was collected from the top 20 cm of the oil-waste landfarming site located in Southern Finland. Table 1. show some selected properties of the oily soil

Table 1. The determined physical and chemical parameters of the oily soil.

| Parameter | | |
|---|---|---|
| moisture content (%) | | 22 |
| bulk density (g ml-1) | | 1.1 |
| pH | $H_2O$ | 4.9 |
| | KCl | 4.0 |
| hydrocarbon content (mg g-1) | | 46 |
| oil content (mg g-1 ) | | 11 |
| total N (%) | | 0.6 |
| $NH_4$-N (µg g–1) | | 20 |
| $NO_3$-N (µg g–1) | | 50 |
| P (µg g–1) | | 17 |
| K (µg g–1) | | 80 |

60 g of oily soil was incubated in 500 ml flask (triplicate) in the dark at room temperature for 98 d. The following experimental treatments were studied: 1. native oily soil, 2. addition of urea-N (4.6 mg g –1), 3. urea-N + specific inhibitior of autotrophic nitrification allylthiourea (ATU) 1.0 mM, 4. urea-N + diesel-oil (10 mg g –1) and 5. addition of $NH_4$-N (4.6 mg g –1) + 50 mg of $CaCO_3$ g –1. All soils were amended with 500 µg pyrene g–1 soil. Soil pH($dH_20$) and concentrations of $NH_4$-N and ($NO_3$+$NO_2$)-N were measured. For assessing mineralization of pyrene (500 µg g–1) radiorespirometry with 4,5,9,10-14C-labeled pyrene (Sigma Chemicals, St. Louis, USA) was used. 14C-Na-glutamic acid (100 µg g –1, ICN, Irvine, USA) was tested as an easily biodegradable model compound. ATU and Na-atzide (10% wt/vol) were applied to the soils as inhibitiors of nitrification and respiration based energy metabolism, respectively. The $14CO_2$ evolving from 14C-compounds was measured by using 14C-based microtiter plate assay (4) with a Bio-imaging analyzer BAS 1500 (Fuji, Tokyo, Japan).

## Results

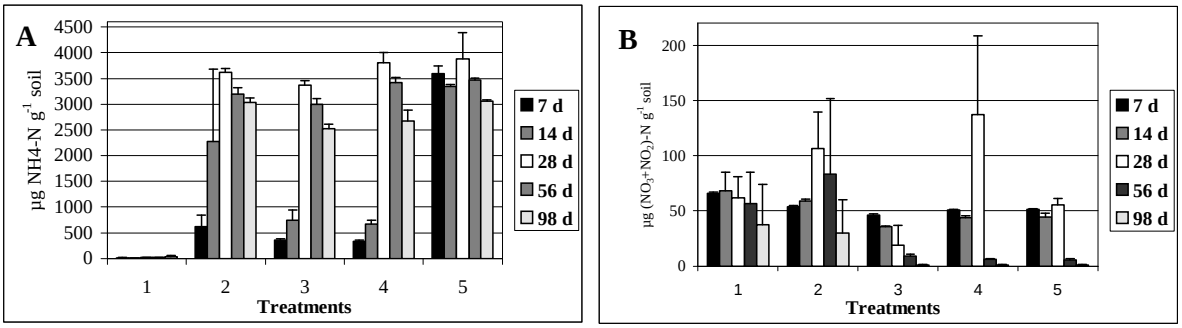



Figure. 1. The concentrations (µg g-1) of KCl-extractable $NH_4$-N (panel A) and ($NO_3$+$NO_2$)-N (panel B) in the oily soil (n=3) during 98 d laboratory experiment. Treatments are as described in methods.

Highest rate of nitrification 7 µg ($NO_3$+$NO_2$)-N g-1 soil d-1 was measured from urea-N+diesel treated soils between 14 and 28 d (Figure 1, panel B). At the same time soil pH rose from 5 to 8.6 (data not shown). In urea-N + ATU- and $NH_4$-N + $CaCO_3$-treated soils the amount of ($NO_3$+$NO_2$)-N stayed at the level of the controls soils (< 50 µg g-1soil). After 28 d the concentration of ($NO_3$+$NO_2$)-N declined below the controls in all N-treated soils. The rapid consumpition of ($NO_3$+$NO_2$)-N may be due to high denitrification activity in the soils.

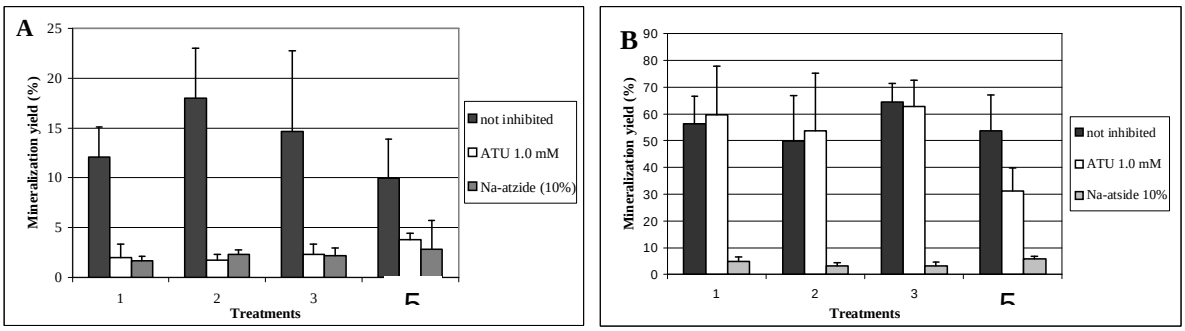



Figure 2. The cumulative mineralization yield (% of 14C recovered as $14CO_2$) from 14C-pyrene (500 µg g–1) and from 14C-glutamic acid (100 µg g–1) catalysed by oily soil in 105 and 14 d, respectively. Treatments are as described in methods.

From 10 to 18% of 14C-pyrene was recovered as $14CO_2$ in the oily soil after 105 d (Figure 2). The rate of mineralization of pyrene was 0.7 µg pyrene g-1 soil d-1 both in urea-N-treated and in control soils. In all cases ATU inhibited > 80% of the mineralization of pyrene. In contrast, mineralization of 14C-glutamic acid (panel B) proceeded at the same rate (> 50% of 14C recovered as $14CO_2$ in 14 d) both in non-ATU- and ATU-treated soils. This implies that ATU did not interfer microbial activity of oily soil in a short term incubation.

We conclude that high (4.6 mg g –1) input of urea-N elevated nitrification in highly (11 mg g-1) oil-polluted soil. Nitrification did not correlate with the mineralization potential for pyrene. Nitrification

inhibitor ATU (1.0 mM) inhibited pyrene mineralization. This suggests a role of inhibition of AMO as a rate limiting step in cooxidation of pyrene in the oily soil. However, we are not presently able to distinguish the long-term inhibitory effects of ATU on microbial activity e.g. pyrene oxidation in the oily soil.

**Acknowledgements**

We thank Aino Peltola (Helsinki University of Technology) for assistance. This work was supported by the Neste Foundation.

**References**

(1) Alexander M. 1999. Biodegradation and Bioremediation, 2nd edition. p. 272-279. Academic Press Ltd. London. UK.

(2) Deni J. and Penninckx. M. J. 1999. Nitrification and autotrophic nitrifying bacteria in a hydrocarbon-polluted soil. Applied and Environmental Microbiology 65(9): 4008-4013.

(3) Hooper A. B., Vannelli T., Bergmann D. J. and Arciero D. M. 1997. Enzymology of the oxidation of ammonia to nitrite by bacteria. Antonie van Leeuwenhoek 71:59-67.

(4) Fulthorpe R. A., Rhodes A. N. and Tiedje J.M. 1996. Pristine soils mineralize 3-Chlorobenzoate and 2,4-Dichlorophenoxyacetate via different microbial populations. Applied and Environmental Microbiology 62(4):1159-1166.

# Boorin liikkuvuus lehti- ja havupuissa

*Boron mobility in deciduous and coniferous trees*

Tarja Lehto*, Pedro J. Aphalo ja Mikko Räisänen
Joensuun yliopisto, Metsätieteellinen tiedekunta, PL 111, 80101 Joensuu

Booria on aikaisemmin pidetty kasveissa liikkumattomana ravinteena, mutta nyt sen tiedetään liikkuvan kompleksina sokerialkoholien kanssa[1]. Sokerialkoholeja puolestaan liikkuu runsaasti joissakin kasvilajeissa, ja joissakin niitä ei esiinny juuri ollenkaan. Siten on arvioitu, että B on joko vapaasti liikkuva, tai liikkumaton tietyssä lajissa[1].

Tekemässämme koesarjassa selvitettiin yhteensä 14 suomalaisen puulajin kykyä siirtää booria kasvinosasta toiseen käyttäen pysyvää isotooppia $^{10}B$ merkkiaineena. Kokeet tehtiin siten, että lehtiä tai neulasia pidettiin 20 s ajan $^{10}B$:llä rikastetussa $H_3BO_3$-liuoksessa, ja isotooppisuhde määritettiin kolmena ajankohtana 1-14 vrk kuluttua samoista (pinnan huuhtomisen jälkeen) ja/tai muista kasvinosista. $^{10}B/^{11}B$ –suhde on analysoitu Geologian tutkimuskeskuksessa.

$^{10}B$:n siirtymistä kotipihlajan ja hieskoivun vanhemmista lehdistä pois selvitettiin maastokokeessa, jonka tulos oli odotetusti, että käsitellyistä pihlajanlehdistä $^{10}B$ väheni nopeasti lähelle luonnollista osuuttaan kokonaisboorista (luonnollinen osuus 19.9%), kun taas hieskoivun merkityissä lehdissä $^{10}B$-pitoisuus säilyi korkeana. Tästä huolimatta samoissa oksissa olevissa uusissa kasvavissa lehdissä $^{10}B$:tä oli molemmilla lajeilla n. 30% boorista, mikä viittasi siirtymiseen myös koivussa. Kun koe toistettiin kasvatuskammiossa taimilla, tulos oli sama: kasvussa olevien versojen $^{10}B$-pitoisuus nousi molemmilla lajeilla, joskin pihlajalla jonkin verran enemmän ja nopeammin.

Usealla puulajilla tehdyssä taimikokeessa $^{10}B$-leimaus tehtiin varttuneisiin lehtiin, ja seurattiin sen konsentraation nousua uusissa, kasvavissa lehdissä. Lajien välillä oli suurta vaihtelua, mutta toisin kuin aikaisemmin on esitetty[1], kyseessä ei ollut joko-tai-ilmiö: useimmilla tutkituilla lajeilla siirtymistä tapahtui, mutta usein melko vähäisesti. Toisaalta tervaleppä ja tammi olivat ainoat lajit, joilla merkitsevää $^{10}B$-osuuden nousua uusissa lehdissä ei tapahtunut kahdessa viikossa. Lajien keskinäinen järjestys oli: kotipihlaja = vuorijalava > tuomi > hieskoivu > harmaaleppä > saarni > siperianlehtikuusi = rauduskoivu > metsävaahtera > metsälehmus > tammi > tervaleppä.

Myös mänty ja kuusi siirsivät booria kasvinosasta toiseen, kokeessamme neulasista juuriin[2]. Pitkäikäisillä puilla boorin retranslokaatio voi olla ekologisesti merkityksellinen ilmiö, sillä varsinkin havupuut voivat sitoa itseensä suuria määriä ravinteita. Boorin määrä varttuneen kuusikon neulastossa voi olla yhtä suuri kuin humuskerroksessa (totaali-B), jossa suurin osa metsämaan boorista useimmiten sijaitsee (P.J.Aphalo & T. Lehto, julkaisematon).

Useimpien tutkittujen lajien sokereita ja sokerialkoholeja ei vielä ole selvitetty tarkasti, joten niistä ei voi kaikkien osalta tehdä johtopäätöksiä boorin kuljetusta koskien. Pihlajalla ja *Prunus*-suvulla kuitenkin sorbitoli muodostaa merkittävän osan nilassa esiintyvistä hiilihydraateista, ja havupuilla taas pinitoli ja mannitoli ovat todennäköisiä boorin kuljettajia.

1. Brown, P.H. & Shelp, B. 1997. Boron mobility in plants. Plant and Soil 193: 85-101.
2. Lehto, T, Kallio, E. & Aphalo, P.J. 2000. Boron mobility in two coniferous species. Ann. Bot. 86: 547-550.

# Is species diversity really important ?

*Onko biodiversiteetillä merkitystä maaperäekosysteemissä*

Mira Liiri*[1)], Heikki Setälä[1)], Jari Haimi[1)], Taina Pennanen[2)] ja Hannu Fritze[2)]
[1)] University of Jyväskylä, Finland
[2)] Finnish Forest Research Institute, Vantaa, Finland

It is known that soil fauna can influence the rate of soil processes, such as decomposition and nutrient mineralization and therefore enhance primary production. The role of species diversity on these processes is still, however, obscure. It has been proposed that in diverse systems some species are redundant but a need for those “extra species” may become essential if the system has faced a disturbance (the “spare wheel hypothesis”). We hypothesised that diverse systems are more resilient and resistant to disturbance than simple systems, which becomes manifested as better tree growth in the former systems.

The experiment was conducted in laboratory microcosms with coniferous forest soil and a seedling of silver birch (*Betula pendula*). Microarthropod diversity gradient (from one to tens of species of soil mites and Collembola) was created to the systems. To test the “spare wheel hypothesis” we disturbed microcosms with drought. The disturbance was terminated at the wilting point of the birch seedling. Primary production (birch biomass), uptake of nitrogen by the birch seedling, leaching of nutrients and the biomass of soil microbial community were analysed. The effect of microarthropod species diversity on measured variables were tested using regression analyses.

Primary production and nutrient uptake of the birch seedlings increased slightly with increasing microarthropod species richness, but the importance of species richness was detectable only in very species poor systems (from one to three species). Loss of nutrients and microbial biomass and community were unaffected by the microarthropods.

Even though the primary production was positively related to the species richness both before and after the disturbance, the effects of drought on the birch above ground biomass production was independent of the species richness of microarthropods in the systems. During the drought the biomass of microarthropods declined in diverse systems but not in simple ones. These systems were, however, quite resilient; microarthropod communities recovered quickly after the disturbance.

Our results suggest that soil microarthropod species are functionally redundant, at least in respect to plant growth. Because neither the resistance of our systems, nor their recovery from a disturbance were influenced by the diversity of soil microarthropods, our results suggest that functioning of soil ecosystems is quite independent of its species diversity.

# Aktinomykeettien diversiteetti tuhkalla ja kadmiumtuhkalla käsitellyssä havumetsän humuksessa

*Actinomycete diversity in coniferous forest humus treated with ash and Cd-containing ash*

Ulla Saarela*[1)], Jonna Perkiomäki[2)], Martin Romantschuk[1)], Hannu Fritze[2)] ja Kim Yrjälä[1)]

1) Biotieteiden laitos, Yleisen mikrobiologian osasto, PL 56 (Biokeskus 1 C), 00014 Helsingin yliopisto:

2) Metsäntutkimuslaitos, PL 18, 01301 Vantaa:

## Johdanto

Suomessa syntyy vuosittain 150 000 t puun tuhkaa pääasiassa metsäteollisuuden ja turvetalouden sivutuotteena. Ratkaisu tuhkan aiheuttamiin huomattaviin varastointiongelmiin voisi olla tuhkan hyötykäyttö lannoitteena metsätaloudessa, sillä typpeä ja fosforia lukuunottamatta tuhka sisältää kaikki puiden tarvitsemat perusravinteet.

Ongelmana ovat puun polton yhteydessä tuhkaan rikastuvat raskasmetallit, erityisesti kadmium (Cd), jonka pitoisuus kuivassa tuhkassa on 4-40 mg $kg^{-1}$. Puun tuhkassa Cd esiintyy pääasiassa oksidimuodossa (CdO), joka ei liukene veteen. Toistaiseksi CdO:n vaikutuksista metsämaan mikrobeihin ei tiedetä mitään.

Tutkimukset aktinomykeettien kyvystä kestää kadmiumia ovat tuottaneet ristiriitaisia tuloksia. Toisaalta niiden on todettu kestävän kadmiumia paremmin kuin muut bakteeriryhmät (1,2), mutta toisissa tutkimuksissa niiden on todettu olevan herkkiä kadmiumille (3,4). Nämä tulokset voivat liittyä Cd-toleranssin tai Cd-resistenssin kehittymiseen aktinomykeeteillä plasmidien Cd-resistenssigeenien ansiosta. Plasmidisidonnainen resistenssi häviää heti kun mikrobi menettää plasmidin ja resistenssi siirtyy mikrobista toiseen plasmidin myötä. Kadmiumille herkkinä aktinomykeetit muodostaisivat hyvän mallin kadmiumin haittavaikutusten arviointiin.

Denaturoivaa gradienttigeelielektroforeesia (DGGE) käytettiin tuhkalla ja kadmiumtuhkalla käsitellyn metsämaan humuksen aktinomykeettiyhteisöjen analysoimiseksi. Tutkimus-kohteeksi valitut aktinomykeetit ovat tärkeitä hajottajamikrobeja metsämaassa. On esitetty, että lignoselluloosaa hajottamalla aktinomykeetit saattavat myös osallistua humusaineiden muodostamiseen (5). Muutos aktinomykeettiyhteisössä saattaisi vaikuttaa maan ravinteiden taseeseen ja kierrätykseen.

## Materiaali ja menetelmät

*Kenttäkoe*. Muhokselle on perustettu kenttäkoe vuoden 1997 lopussa. Kenttäkoe käsittää yhdeksän koeruutua 65-vuotiaassa mäntymetsässä (*Pinus sylvestris* kuivalla *Empetrum-Vaccinium*-kankaalla). Kokeessa on kolme eri käsittelyä, kolmella rinnakkaisella: kontrolli, tuhka (lannoitemäärä 3000 kg $ha^{-1}$) sekä tuhka (lannoitemäärä 3000 kg $ha^{-1}$) + 400 ppm CdO.
Näytteet kerättiin humuskerroksesta marraskuussa 1998 sekä kesäkuussa 1999.

*Laboratoriokoe*. Laboratoriokoetta käytettiin tutkittaessa tuhkan sekä tuhkan ja Cd:n yhteisvaikutusta metsämaan humuksen mikrobistoon (6). Hohkakivijauhe, jonka pH maassa oli noin 4, toimi tuhkan kontrollina, jolloin voitiin eliminoida tuhkan pH:ta korottava vaikutus ja varmistettiin Cd:n tasainen leviäminen humuksen pinnalle. Koe käsitti 60 humuksella täytettyä ruukkua. Kokeessa tuhkaan tai hohkaan oli sekoitettu joko 400 ppm tai 1000 ppm liukoista $CdCl_2$:a tai liukenematonta CdO:a (lannoitemäärä 5000 kg $ha^{-1}$). Kaksitoista käsittelyä tehtiin viidellä rinnakkaisella. Ruukkuja inkuboitiin pimeässä 20$^{o}$C:ssa 60 %:n vakiokosteudessa. Kahden kuukauden kuluttua koe lopetettiin ja kunkin käsittelyn kolme rinnakkaista humusnäytettä käytettiin DNA:n eristykseen.

*Aktinomykeettipuhdasviljelmät*. Viittä marraskuussa -98 kenttäkokeesta kerätyistä humusnäytteistä eristettyä aktinomykeettikantaa käytettiin DGGE:ssä standardeina. Kannat säilytettiin TGY-agarmaljoilla (tryptoni 1 g, glukoosi 0.2 g, hiivauute 0.5 g, agar 15 g, pH 7.1 sekä tislattu vesi 1 litraan asti).

*DNA-eristys ja polymeraasiketjureaktio (PCR)*. DNA eristettiin humusnäytteistä suoralla solujen hajottamisella (7). DNA:n eristämiseksi puhdasviljelmistä käytettiin menetelmää, jossa solut rikottiin lasihelmien avulla (bead beating) (8). Aktinomykeettien 16S rDNA monistettiin kaksivaiheisella PCR-reaktiolla (9). Nested-PCR:ssä forward-alukkeeseen on liitetty GC-rikas sekvenssi, joka estää PCR-tuotteiden täydellisen aukeamisen DGGE-ajon aikana. *Taq* DNA-polymeraasia (SIGMA Chemical Company, St. Louis, MO) käytettiin monistamaan templaatti-DNA 50 :l reaktiossa.

*Denaturoiva gradienttigeelielektroforeesi (DGGE)*. PCR-tuotteet eroteltiin niiden sekvenssin perusteella ajamalla ne 6 % akryyliamidigeelissä, jossa oli 40-50 % denaturoiva gradientti (100 % denaturanttia vastaa 7 M ureaa ja 40% v/v deionisoitua formamidia). BioRadin laitteistoa käytettiin geelien valamiseen ja ajamiseen. Geelit ajettiin 150 voltilla 60$^{o}$C:ssa 4 tuntia ja ne värjättiin etidiumbromidilla 30 minuuttia. Fluor-S$^{TM}$ MultImageria (BioRad) käytettiin DNA:n visualisoimiseksi. DGGE-geelistä eristettiin DNA-juovia sekvensointia varten.

*Sekvensointi*. DGGE-geelistä eristetyt DNA-juovat monistettiin PCR:llä. PCR-tuotteen vastaavuus alkuperäisen juovan kanssa varmistettiin ajamalla se DGGE:ssä ennen sekvensointia. Sekvensoinnissa käytettiin BigDye Terminator-sekvensointimenetelmää ABI377XL-sekvenaattorilla (PE Biosystems).

**Tulokset**

*1. Kenttäkokeen näytteiden DGGE-analyysi*. PCR-monistettujen, kenttäkokeen näytteiden aktinomykeettispesifisten sekvenssien DGGE-analyysi osoitti, että tuhkalla ja CdO-tuhkalla käsiteltyjen humusnäytteiden juovakuviot olivat samanlaisia ja sisälsivät joitakin lisäjuovia verrattuna käsittelemättömiin kontrolleihin. Rinnakkaisten näytteiden välillä oli jonkin verran eroavaisuuksia.

*2. Laboratoriokokeiden näytteiden DGGE-analyysi*. DGGE-tulokset laboratoriokokeen näytteistä osoittivat, että tuhkakäsittelyistä saatiin enemmän DNA-juovia kuin hohkakäsittelyistä. Cd:n muodolla ja määrällä ei ollut vaikutusta DNA-juovien määrään. Tuhkakäsittelyjen juovakuviot vaihtelivat enemmän kuin hohkakäsittelyjen. Jonkin verran eroavaisuuksia oli tuhkakäsittelyjen rinnakkaisten näytteiden välillä, mutta ei hohkakäsittelyjen.

**Johtopäätökset**

I. Tuhkakäsittelyjen aiheuttama yhden yksikön (kenttäkoe) ja kolmen yksikön (laboratoriokoe) nousu pH 4:stä lisäsi aktinomykeettisekvenssien määrää DGGE-geelissä. Laboratoriokokeemme näytteiden PLFA-analyysissä (6) havaittiin, että aktinomykeeteille tyypilliset rasvahapot 10Me18:0, 10Me16:0 ja 10Me17:0 lisääntyivät ainoastaan, kun humukseen lisättiin joko tuhkaa tai kadmiumtuhkaa. Tämä osoittaa, että aktinomykeettien määrä tai diversiteetti on suurempi tuhkakäsitellyissä näytteissä.

II. Tuhka- ja hohkakäsittelyjen DGGE-geelien juovakuvioiden välisistä eroista päätellen kadmiumin biosaatavuus hohka- ja tuhkakäsitellyissä näytteissä voi olla erilainen. Tätä tukevat viljelytulokset (6), sillä 5 mg Cd sisältävillä maljoilla hohkanäytteiden cfu-määrät putosivat lähes 100 %, kun taas tuhkanäytteiden cfu-määrät putosivat 20-70 %. Tämä tukee hypoteesia, että tuhka voi suojata bakteereita Cd:n myrkyllisyyttä vastaan.

III. Tutkimuksemme tulokset näyttävät, että Cd:n erilaisilla, kokeessa käytetyillä muodoilla ja määrillä ei ole huomattavia vaikutuksia aktinomykeettien määrään tai diversiteettiin.

**Viitteet**


1. Babich, H. & Stotzky, G.. 1977. Sensitivity of various bacteria, including actinomycetes, and fungi to cadmium and the influence of pH on sensitivity. Applied and Environmental Microbiology 33: 681-695.
2. Basu, M. & Paul, A.K.. 1999. Chromium-resistant soil actinomycetes: their tolerance to other metals and antibiotics. Acta Microbiologica et Immunologica Hungarica 46: 25-32.
3. Hiroki, M.. 1992. Effects of heavy metal contamination on soil microbial population. Soil Science and Plant Nutrition 38: 141-147.
4. Williams, S.E. & Wollum, A.G.. 1981. Effect of cadmium on soil bacteria and actinomycetes. Journal of Environmental Quality 10: 142-144.
5. Trigo, C. & Ball, A.S.. 1994. Is the solubilized product from the degradation of lignocellulose by actinomycetes a precursor of humic substances? Microbiology 140: 3145-3152.
6. Fritze, H., Perkiömäki, J., Saarela, U., Katainen, R., Tikka, P., Yrjälä, K., Karp, M., Haimi, J. & Romantschuk, M.. 2000. Effect of Cd-containing wood ash on the microflora of coniferous forest humus. FEMS Microbiology Ecology 32: 43-51.
7. Saano, A., Tas, E., Piippola, S., Lindström, K. & van Elsas, J.D.. 1995. Extraction and analysis of microbial DNA from soil, p. 49-67. *In* J.T. Trevors and J.D. van Elsas (eds.), Nucleic acids in the environment: methods and application. Springer-Verlag, Berlin, Germany.
8. Hernesmaa, A. Julkaisematon.
9. Heuer, H., Krsek, M., Baker, P., Smalla, K. & Wellington, E.M.H.. 1997. Analysis of actinomycete communities by specific amplification of genes encoding 16S rDNA and gel-electrophoretic separation in denaturing gradients. Applied and Environmental Microbiology 63(8): 3233-3241.

# Characteristics of organic matter in forest soils under Betula pendula, Picea abies and Pinus sylvestris

*Maaperän orgaanisen aineen laatu koivikossa, kuusikossa ja männikössä*

Kimmo Suominen*, Veikko Kitunen and Aino Smolander
Finnish Forest Research Institute, Vantaa Research Centre, P.O.Box 18, FIN-01301 Vantaa

## Introduction

The aim of this study was to characterise the chemical composition of the humus layer under silver birch (*Betula pendula*), Scots pine (*Pinus sylvestris*) and Norway spruce (*Picea abies*). There are tree species specific differences in the occurrence of secondary compounds (*e.g.* terpenes, tannins and phenolic compounds) in tree litter, and these differences are also reflected to forest soil. Chemical composition of the soil organic matter influences the microbial processes in C and N cycles. Plant secondary compounds may affect C and N-mineralisation and nitrification.

## Material and methods

The study site was a tree species experiment including adjacent 60-year-old stands of silver birch, Scots pine and Norway spruce, with three plots of 25 $m^2$ for each tree species. The study site was situated in Kivalo, northern Finland, close to Arctic Circle. The soil type was podzol and humus type mor. Originally all study plots were of similar type. Soil samples were taken from the humus layer.

We determined the concentration of total phenolic compounds with Folin-Ciocalteu-method [1]. We assessed the proportion of large molecule phenolics (tannins) by precipitation with casein (casein according to Hammersten, manufactured by Calbiochem, Darmstadt, Germany). Casein precipitates the phenolic molecules of the size of about 500 to 3000 D [2]. We measured the concentration of six individual phenolic acids in air dried soil samples. In the field, we determined the concentration of volatile monoterpenes in soil microair by 3M Organic Vapor Monitor -samplers. We also measured the microbial biomass C and N in the humus layer.

## Results

Carbon content, C/N mass ratio and pH of each soil type is displayed in Table 1.

Concentration of total phenolics was similar under all tree species. Concentration of large molecule phenolics (tannins) (approx. 500 to 3000 D [2]) was highest under Scots pine (230 mg (kg o.m.)$^{-1}$) and lowest under silver birch (130 mg (kg o.m.)$^{-1}$). The sum concentration of six individual phenolic acids was highest under Norway spruce and lowest under silver birch. The major compound in soils under all tree species was ferulic acid. Concentration of monoterpenes in the soil microair was highest under Scots pine. A major monoterpene under Norway spruce and Scots pine was α-pinene. Concentration of monoterpenes in soil microair under silver birch was negligible (<0.1 mg $m^{-3}$). Microbial biomass C and N were highest under silver birch and lowest under Scots pine.

Table 1. Characterisation of the humus layer of the study plots.

| tree species | g C (kg d.w.)$^{-1}$ | C/N mass | pH |
|---|---|---|---|
| birch | 380 | 29 | 4.5 |
| spruce | 430 | 33 | 4.2 |
| pine | 460 | 38 | 4.3 |

**Discussion**

There are species dependent differences in composition of plant secondary chemicals in tree litter. Mono- sesqui- and diterpenes are typical for conifers while birch contains phenols and higher terpenes and polycyclic compounds. Differences in the chemical properties of soil under different tree species can partly be explained by differences in tree litter.

Plant secondary compounds affect microbial processes of C and N cycles in the soil. Schimel et al. (1998) reported a decrease of N and C-mineralisation in forest soil exposed to tannins. Small molecule weight phenolic compounds stimulated C-mineralisation in soil [3], but simultaneously inhibited N-mineralisation [3] and nitrification [4]. Nitrification in forest soil was inhibited by exposure to the vapours of monoterpenes, but monoterpenes increased respiration activity in soils [5].

The proportion of total phenolic compounds was almost similar under all tree species. However, the amount of large molecule phenolics (tannins) (500 to 3000 D [2]) that were removed by casein was highest under Norway spruce. These large molecule phenolics are able to cross-link proteins. Northup et al. [6,7] hypothesised that this may decrease the bioavailability of proteins to bacteria and minimise the release of $NH_4$-N from the litter.

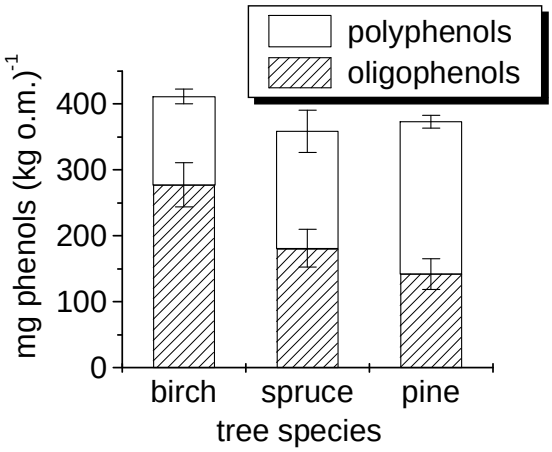



Figure 1. Concentration of total phenolics in the humu layer under different tree species, assessed by Folin-Ciocalteu-method. Large molecule phenolics (tannins approx. 500-3000 D [2]) were determined by precipitation with casein.

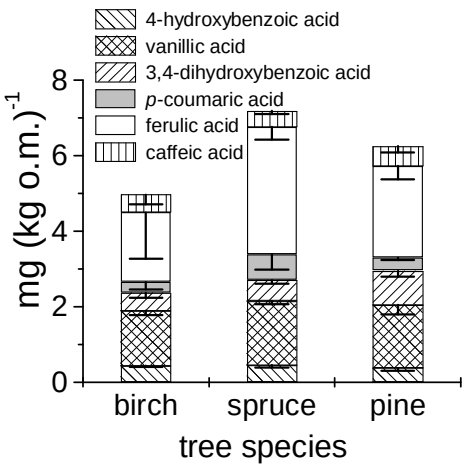



Figure 2. Concentrations of six phenolic acids in t humus layer under different tree species.

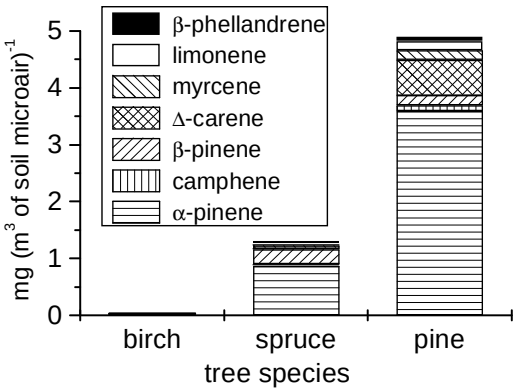



Figure 3. Concentrations of the most abundant monoterpenes in soil microair under different tree species. The variation among each tree species was large. Sampling period was from August 6 to September 7 1999 (32 days).

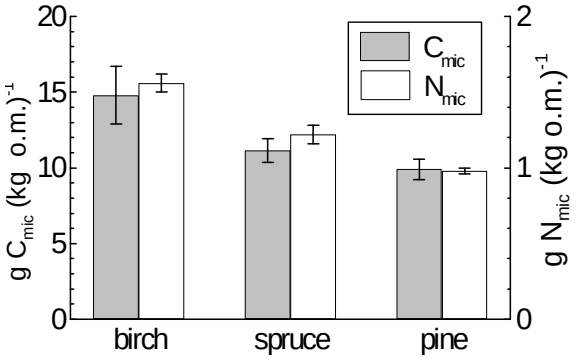



Figure 4. Microbial biomass C and N in soil sampl in the humus layer under different tree species, assessed by the fumigation extraction method.

Our preliminary results show that there were differences in chemical composition (Figures 1 to 3), but also in the microbial biomass C and N in the soils under different tree species (Figure 4). Microbial biomass C and N were highest under silver birch, which is in accordance with previous studies [8]. The role of plant secondary compounds in microbial activities of C and N cycles will be discussed in future work.

**References**

1. Folin, O. and Ciocalteu, V. 1927. On tyrosine and tryptophane determinations in proteins. *Journal of Biological Chemistry* LXXIII:627-650.
2. Haslam, E. 1989. *Plant polyphenols – Vegetable tannins revisited*. Cambridge University Press. Cambridge, UK. 230 pages.
3. Schimel, J.P., Cates, R.G. and Ruess, R. 1998. The role of balsam poplar secondary chemicals in controlling soil nutrient dynamics through succession in the Alaskan taiga. *Biogeochemistry* 42:221-234.
4. Kuiters, A.T. and Denneman, C.A.J. 1987. Water-soluble phenolic substances in soils under several coniferous and deciduous tree species. *Soil Biology and Biochemistry* 19:765-769.
5. Paavolainen, L., Kitunen, V. and Smolander, A. 1998. Inhibition of nitrification in forest soil by monoterpenes. *Plant and Soil* 205:147-154.
6. Northup, R.R., Zengshou, Y., Dahlgren, R.A. and Vogt, K.A. 1995. Polyphenol control of nitrogen release from pine litter. *Nature* 377:227-229.
7. Northup, R.R., Dahlgren, R.A. and McColl, J.G. 1998. Polyphenols as regulators of plant-litter-soil interactions in northern California's pygmy forest: A positive feedback. *Biogeochemistry* 42:189-220.
8. Priha, O. 1999. *Microbial activities in soil under Scots pine, Norway spruce and silver birch.* Ph.D. Thesis. University of Helsinki, Department of Agriculture and Forestry. Finnish Forest Research Institute, Research Papers 731. 50 pages.

# Organic soils as sinks and sources of greenhouse gases

*Orgaaniset maat kasvihuonekaasujen nieluina ja lähteinä*

Pertti J. Martikainen
University of Kuopio, Department of Environmental Sciences, Bioteknia 2, P.O.Box 1627, 70211 Kuopio

Atmospheric content of carbon dioxide ($CO_2$), methane ($CH_4$) and nitrous oxide ($N_2O$) are increasing. Peatlands are sinks for carbon and nitrogen. They withdraw $CO_2$ from atmosphere but act as natural sources of atmospheric $CH_4$. Natural peatlands are minor sources for $N_2O$. Climate change and land-use activities can affect the carbon and nitrogen dynamics of northern peatlands. Especially the possible changes in hydrology have importance to the biological processes and the atmospheric impact of peatlands. However, it is not known how the carbon and nitrogen cycles of various natural peatlands will be affected by climate change. The basic changes in gas dynamics caused by agricultural land-use of peatlands are known. The agricultural organic soils are great sources of $CO_2$ and $N_2O$. In general lowering of water table for forestry increases decomposition of peat enhancing the $CO_2$ and $N_2O$ production in contrast to the $CH_4$ emissions which are lowered by drainage. However, the changes in gas dynamics after drainage are dependent on the characteristics of the ecosystem, drainage intensity and vegetation development. There are still great uncertainties to generalize the atmospheric impact of peatland forestry.

## Peatlands as sinks and sources of carbon dioxide ($CO_2$) in changing environmental conditions

Northern peatlands have accumulated 200-455 Pg carbon, i.e. 20-30 % of the carbon in world's soil (1). The long-term carbon accumulation rate has been about 20 g C $m^{-2}$ $yr^{-1}$ (1). Although natural peatlands are great storages of carbon, their carbon balance varies between years depending on climatic conditions. In fact, the difference in the amount of carbon fixation and carbon loss is minor. During dry years peatland can even loss carbon as $CO_2$ (and $CH_4$). Climate change would affect the carbon dynamics of northern peatlands. The possible changes in hydrology will have the most severe effects, hydrology is more important than the direct effect of temperature. Lowering of water table would decrease the carbon accumulation as peat. However, the changes in carbon dynamics may depend e.g. on latitude and peatland type. The long-term changes in the total carbon pools are difficult to predict as a result of unknown changes in vegetation and ecosystem characteristics including the microbial processes during winter (see also $CH_4$ below). The carbon pool in arctic peatlands with permafrost would have a special atmospheric importance. There can be carbon loss to atmosphere but also increase in carbon uptake because new wet surfaces can be formed with warming and permafrost collapse. Increase in atmospheric $CO_2$ concentration would increase primary production (2) and carbon sink but increase in UV radiation is a threat to primary production of peatland plants (Niemi *et al.*, unpublished results).

## Peatlands and atmospheric methane ($CH_4$)

Lifetime of atmospheric $CH_4$ is short, about 10 years. Peatlands are the most important natural sources of atmospheric methane. Of the total 109 Tg $CH_4$ $yr^{-1}$ from wetlands, 38 Tg is emitted from the northern peatlands and 66 Tg from the tropical wetlands (3). There is a great variation in the $CH_4$ emission between various peatland types. Generally, $CH_4$ emission increases with increasing water table. In water saturated peat profile methane production dominates over methane oxidation, net flux of

$CH_4$ is the difference between these two microbial processes. However, vegetation greatly affects the production, oxidation and release of $CH_4$. Methane production is associated to primary production, and some vascular plants can conduct methane from peat to atmosphere which increases the $CH_4$ release. The average $CH_4$ emissions (excluding winter) from Finnish minerogenous fens and ombrotrophic bogs are 190 and 80 kg $ha^{-1}$, respectively (4). Changes in hydrology and temperature affect the processes producing and consuming methane, and the net fluxes would change with climate change. Possible drying will obviously decrease the $CH_4$ emissions from boreal peatlands but the changes in arctic peatlands with permafrost are more complex. If new wet surfaces are formed as a result of permafrost melting there could be an increase in the $CH_4$ emissions from the arctic peatlands. Winter has importance in the annual $CH_4$ release (5). Temperature and microbial processes in peat during winter depend on the thickness of snow pack and the length of snow cover. Increase in atmospheric $CO_2$ content would increase primary production and associated $CH_4$ production on peatlands. Nitrogen load has a minor impact on the $CH_4$ emissions from northern peatlands (2) but UV stress would decrease their $CH_4$ emissions (Niemi *et al*., unpublished results).

**Drainage of peatlands for agriculture or forestry**

Drainage of boreal peatlands for agriculture highly enhances the decomposition of organic matter as seen in increase in the $CO_2$ and $N_2O$ emissions. The annual $CO_2$-C loss can be up to 10 tn $ha^{-1}$ (6, 7) and the $N_2O$-N release up to 8-11 kg $ha^{-1}$ (8, 7). Similarly to the $CH_4$ emissions from natural peatlands, winter has importance in the annual $N_2O$ emissions from drained peat. Agricultural organic soils in Finland have shown a low $CH_4$ emission or uptake (7, 9). The atmospheric impact of the greenhouse gases emitted from Finnish organic agricultural soils would correspond about 10 % of the total atmospheric impact of national greenhouse gas emissions (10). Recent results have shown that there are problems to mitigate the greenhouse gas emissions from organic agricultural soils by afforestation (14).

Peatland drainage for forestry reduces the $CH_4$ emissions. In fact, the minerotrophic fens generally act as a sink and the ombrotrophic bogs have had 50 % reduction in their emission after drainage (4). There is increase in the $N_2O$ emissions after drainage of fens whereas the bogs have minor fluxes even after drainage (11, 12). Lowering of water table increases peat decomposition (5). However, there is evidence that with a moderate water table lowering the increase in organic matter mineralization can be compensated by the below-ground and above-ground litter production of the developing tree stand. However, the most nutrient-rich sites loose peat carbon after drainage (13). Increase in the tree stand growth can compensate the carbon loss from peat (13).

**References**

1. Turunen, J. 1999. Carbon accumulation of natural mire ecosystems in Finland – application to boreal and subarctic mires. PhD thesis, University of Joensuu.
2. Saarnio, S. 1999. Carbon gas ($CO_2$, $CH_4$) exchange in a boreal oligotrophic mire – effects of raised $CO_2$ and $NH_4NO_3$ supply. PhD thesis, University of Joensuu.

3. Bartlett, K.R.& Harriss, R.C. 1993. Review and assessment of methane emissions from wetlands. Chemosphere 26: 261-320.
4. Nykänen, H., Martikainen, P.J., Alm, J., Silvola, J. & Tolonen, K. 1998. Methane fluxes on boreal peatlands of different fertility and the effect of long-term experimental lowering of the water table on flux rates. Global Biogeochemical Cycles 12: 53-69.
5. Alm, J. 1997. $CO_2$ and $CH_4$ fluxes and carbon balance in the atmospheric interaction of boreal peatlands. PhD thesis, University of Joensuu.
6. Maljanen, M., Martikainen P.J., Walden, J. & Silvola, J. $CO_2$ fluxes and carbon balance on an organic field growing barley or grass in eastern Finland (Submitted).
7. Nykänen, H., Alm, J., Lang, K., Silvola, J. & Martikainen, P.J. 1995. Emissions of $CH_4$, $N_2O$ and $CO_2$ from a virgin fen and a fen drained for grassland in Finland. Journal of Biogeography 22: 351-357.
8. Maljanen, M., Liikanen, A., Corre, W., Silvola, J. & Martikainen P.J. Nitrous oxide emissions during snow-free and winter periods from farmed or forested organic soils in eastern Finland (Manuscript).
9. Maljanen, M., Liikanen, A., Silvola, J. & Martikainen P.J. Methane fluxes on farmed and forested organic soils in eastern Finland. (Manuscript).
10. Klemedtsson, Å.K., Klemedtsson, L., Berglund, K., Martikainen, P., Silvola, J. & Oenema O. 1997. Greenhouse gas emissions from farmed organic soils: A review Soil Use and Management 13: 245-250.
11. Martikainen, P.J., Nykänen, H., Crill, P. & Silvola J. 1993. Effect of a lowered water table on nitrous oxide fluxes from northern peatlands. Nature 366 (4): 51-53.
12. Regina, K. 1998. Microbial production of nitrous oxide and nitric oxide in boreal peatlands. PhD thesis, University of Joensuu.
13. Minkkinen, K. 1999. Effect of forestry drainage on the carbon balance and radiative forcing of peatlands in Finland. PhD thesis, University of Helsinki.
14. Maljanen, M., Hytönen, J. & Martikainen, P.J. Fluxes of $N_2O$, $CH_4$ and $CO_2$ from afforested boreal agricultural peat soils (Submitted).

# $CO_2$ fluxes and carbon balance on a boreal organic soil growing barley or grass

*$CO_2$ virrat ja hiilitase ohraa tai nurmea kasvavalla orgaanisella maatalousmaalla*

Marja Maljanen[*)], Pertti J. Martikainen[1)] and Jouko Silvola[2)]

[1)] Department of Environmental Sciences, University of Kuopio, P.O. Box 1627, Bioteknia 2, FIN-70211 Kuopio:,
[2)] Department of Biology, University of Joensuu, P.O .Box 111, FIN-80101 Joensuu:

## Introduction

The $CO_2$ dynamics is the most important component for the atmospheric impact of the farmed organic soils. Natural boreal peatlands act usually as sinks for $CO_2$. Drainage of organic soil for cultivation generally causes a loss of carbon from soil.

## Methods

The $CO_2$ balance and $CO_2$ fluxes of an organic soil growing barley or grass were measured by thermostated transparent chamber and dark chambers in eastern Finland in 1997. $CO_2$ concentration in the chambers was measured by a portable infrared gas analyzer. Statistical response functions were constructed for different time periods during the growing season in order to reconstruct the annual $CO_2$ exchange from the climatic data (Alm et al. 1997). The response functions for the gross $CO_2$ exchange and total respiration were:

1. $P_G$ (gross $CO_2$ exchange) = $Q * I /(k + I) + b_0 + Tb_1 + WTb_2$

2. $\ln R_{tot}$ (respiration) = $b_0 + Tb_1 + WT\, b_2$

where Q is the asymptotic maximum and k the half saturation constant of the rectangular hyperbola function estimated with a non-linear Levenberg - Marquard technique (SPSS). In the equations I is irradiation (PAR), T is air temperature and WT water table. The other coefficients ($b_0$, $b_1$, $b_2$) were estimated by linear regression (SPSS).

The net $CO_2$ flux during the snow free season is the sum of the net $CO_2$ exchange (NEE) calculated for every hour in the snow free season in 1997:

3. $NEE = P_G - R_{tot}$

During winter the $CO_2$ release was measured by a static dark chamber method analyzing the samples for $CO_2$ taken in field by a gas chromatograph in laboratory (TC detector). The winter net $CO_2$ flux is the sum of monthly averages of these measurements.

**Results**

The carbon balance varied highly depending on the weather conditions, and the type and phenology of vegetation. During the growing season the grass land was a net source for $CO_2$ while barley field was a net sink. However, both soils were a net source for $CO_2$ when autumn, winter and spring were included. The annual CO2-C emission from the grassland was 750 g $m^{-2}$ and that from barley soil 400 g $m^{-2}$. The biomass C (root and shoot) in the harvest was 330 g $m^{-2}$ in grass and 500 g $m^{-2}$ in barley. Exceptionally dry and warm summer in 1997 resulted in partial withering of the grass. This could explain the higher C-loss from the grassland.

**References**

Alm J, Talanov A, Saarnio S, *et al.* (1997). Reconstruction of the carbon balance for microsites in a boreal oligotrophic pine fen, Finland. *Oecologia,* 110, 423-431.

# Greenhouse gas fluxes in a boreal agricultural landscape

*Boreaalisen maatalousmaiseman kasvihuonekaasuvirrat*

Jari T. Huttunen*[1)], Jukka Alm[2)], Sari Juutinen[2)], Jouko Silvola[2)] and Pertti J. Martikainen[1)]

1) Department of Environmental Sciences, Bioteknia 2, University of Kuopio, P.O. Box 1627, FIN-70211, Kuopio:,.
2) Department of Biology, University of Joensuu, P.O. Box 111, FIN-80101 Joensuu

## Introduction

Eutrophication of boreal lakes, caused mainly by non-point phosphorus and nitrogen load from agricultural and urban activies (1), changes aquatic carbon and nitrogen cycles, including the production and consumption of radiatively active greenhouse gases: methane ($CH_4$), carbon dioxide ($CO_2$) and nitrous oxide ($N_2O$). Thus, eutrophication can affect the greenhouse gas exchange between lakes and the atmosphere. We studied the fluxes of greenhouse gases in 1996-1998 in a lake-associated agricultural landscape for estimation of the effects of agricultural nutrient loading on the greenhouse gas exchange in the catchment. This paper presents preliminary data on the $CH_4$ and $N_2O$ fluxes during the summer 1998.

## Materials and methods

Measurements were conducted within hypereutrophic Lake Postilampi (2) and its catchment in Eastern Central Finland. During the summer 1998, fluxes of $CH_4$ and $N_2O$ were measured with closed static chambers in a mineral soil grassland, and two flooded wetlands: a wet *Scirpus sylvaticus*-dominated meadow and a *Pinus sylvestris-Betula pubescens* swamp, forming a buffer zone between the grassland and the lake. Gas fluxes were also measured in the littoral (depth <0.5 m; e.g. *Nuphar lutea*) and profundal (depth 4 m) zones of the lake. Gas fluxes were calculated from the linear changes in the gas concentrations in the chamber headspace (4-5 samples) during the measuring periods of 25-30 min. The gas concentrations were analyzed with two gas chromatographs (3). Ebullitive release of $CH_4$ was monitored in the profundal site using bubble gas collectors and a sediment gas sampler (2).

## Results and discussion

The profundal zone of Lake Postilampi released $CH_4$ during the open water period (mean 78 mg $m^{-2}$ $d^{-1}$ in June-October; Fig. 1). The mean $CH_4$ emission was similar to those in the profundal zone of Lake Kevätön (16.8-121 mg $m^{-2}$ $d^{-1}$), another hypereutrophic lake in Eastern Central Finland (4), but higher than those in more oligotrophic lakes (1.1-2.2 mg $m^{-2}$ $d^{-1}$) In the profundal zone, ebullition accounted for 46-56% of the total $CH_4$ flux, corresponding to the amount of 50-98% found in various aquatic ecosystems (5). The ebullition of $CH_4$ in Lake Postilampi indicated high $CH_4$ production in the organic-rich, anoxic sediment. The fluxes of $CH_4$ were even higher in the littoral zone (mean 250 mg $m^{-2}$ $d^{-1}$), where the great emissions in June-July (up to 1100 mg $m^{-2}$ $d^{-1}$; Fig. 1) were also attributed to ebullition. Two subsites in the vegetated meadow had the mean $CH_4$ emissions similar to that of the littoral site, 200 and 190 mg $m^{-2}$ $d^{-1}$, associated with large amounts of decomposing plant material and transport of $CH_4$ through vascular plants (5,6). However, the seasonal dynamics of the $CH_4$ fluxes differed between the meadow and littoral sites (Fig. 1). The mean emission of $CH_4$ in the swamp, 39 mg $m^{-2}$ $d^{-1}$, remained about half of that of the profundal site (Fig. 1). The mineral grassland soil showed the lowest $CH_4$ fluxes and net $CH_4$ oxidation (–0.02 mg $m^{-2}$ $d^{-1}$; Fig. 1).

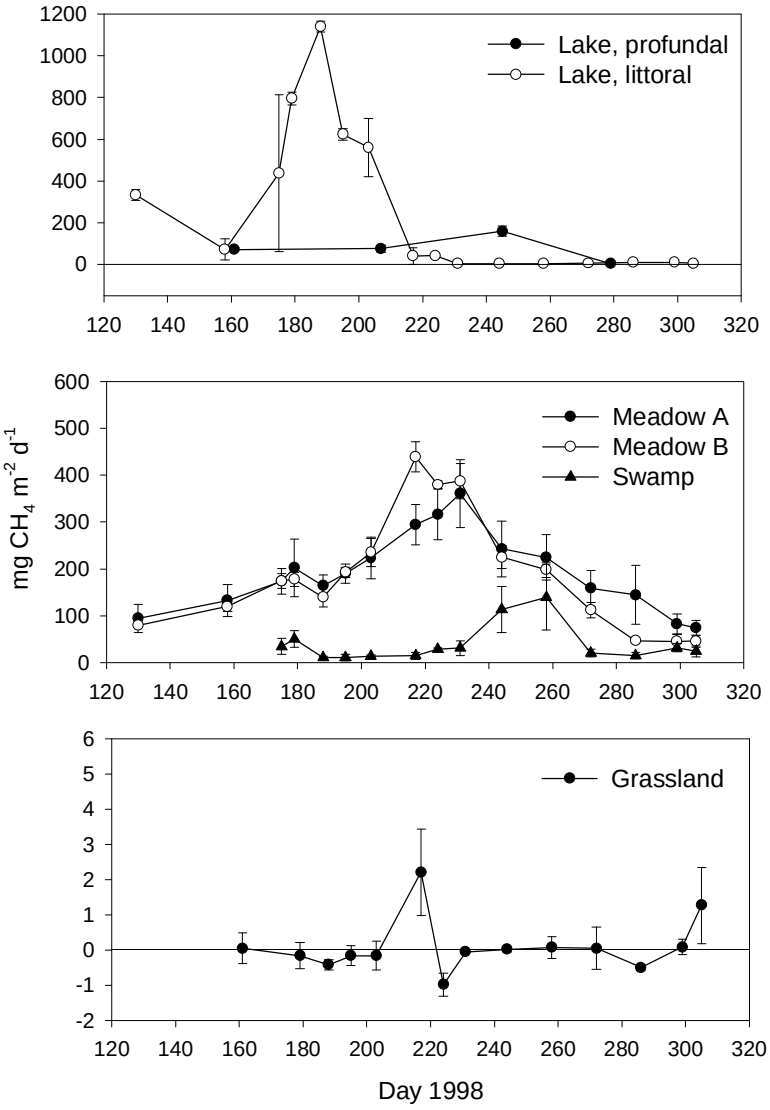



Fig. 1. Methane fluxes from the study sites within hypereutrophic Lake Postilampi and its catchment during the summer 1998. Error bars represent standard errors of the means of 2-3 replicate flux measurements.

The highest $N_2O$ emissions, mean 3800 µg $m^{-2}$ $d^{-1}$ in June-October, took place in the grassland receiving nitrogen fertilization and cattle manure. The emission rates corresponded to those in boreal organic agricultural soils (7). Similarly to natural boreal peatlands (7), the littoral and profundal sites in the lake were minor sources of $N_2O$, 130 and 320 µg $m^{-2}$ $d^{-1}$, respectively. Average $N_2O$ emissions from the meadow (610 and 920 µm$^{-2}$ $d^{-1}$) and the swamp (1000 µg $m^{-2}$ $d^{-1}$) were higher than those from the lake.

In this agricultural catchment, the lake and the flooded meadow were the major sources of $CH_4$ to the atmosphere during the summer, their emissions per unit area corresponding to those of minerogenous peatlands in Finland (22.6-345 mg $m^{-2}$ $d^{-1}$)(3). Thus, boreal lakes eutrophied by agriculture can be considered as important sources of atmospheric $CH_4$. Since the vegetated lake shores can release more $CH_4$ than the profundal zone, the whole lake $CH_4$ emissions are largely dependent on the vegetated littoral area. The fertilized grassland was the largest $N_2O$ source in this study, but the meadow and swamp sites, acting as buffer zones for nutrient runoff between the grassland and the lake, also released $N_2O$.

In addition to these summertime emissions, estimates of lake $CH_4$ release should include springtime $CH_4$ emissions occurring after ice-melt, as a result of the accumulation of $CH_4$ in the water column during winter (8,9). These springtime $CH_4$ emissions from lakes have also been suggested to increase due to eutrophication (8). Our unpublished data also indicate that lake shores may release both $CH_4$ and $N_2O$ during the winter.

**Acknowledgements**
Heikki Päivinen, Raimo Asikainen and Erkki Saarijärvi are acknowledged for their help in the field and Kaisa Mäntynen for the assistance in the field and laboratory. This study was financially supported by Maj and Tor Nessling Foundation, Academy of Finland and Water-Eco Ltd.

**References**

1. Rekolainen, S. 1989. Phosphorus and nitrogen load from forest and agricultural areas in Finland. Aqua Fennica 19: 95-107.
2. Huttunen, J. T., Lappalainen, K. M., Saarijärvi, E., Väisänen, T. & Martikainen, P. J. A novel sediment gas sampler and a subsurface gas collector used for measurement of the ebullition of methane and carbon dioxide from a eutrophied lake. The Science of the Total Environment (in press).
3. Nykänen, H., Alm, J., Silvola, J., Tolonen, K. & Martikainen, P. J. 1998. Methane fluxes on boreal peatlands of different fertility and the effect of long-term experimental lowering of the water table on flux rates. Global Biogeochemical Cycles 12: 53-69.
4. Huttunen, J. T., Mäntynen, K., Alm, J., Hammar, T., Silvola, J. & Martikainen, P. J. 1999. Pelagic methane emissions from three boreal lakes with different trophy. In: Kuusisto, S., Isoaho, S. & Puhakka, J. (eds.). Proceedings, Fourth Finnish Conference of Environmental Sciences, 21-22 May 1999, Tampere University of Technology, Finland. p. 152-154.
5. Chanton, J. P. & Whiting, G. J. 1995. Trace gas exchange in freshwater and coastal marine environments: ebullition and transport by plants. In: Matson, P. A. & Harriss, R. C. (eds.). Biogenic Trace Gases: Measuring Emissions from Soil and Water. Oxford, Blackwell Science. p. 98-125.
6. Ojala, A., Käki, T. & Huttunen, J. Methane emissions from a boreal meso-eutrophic lake: an assessment of seasonal and diel variation among emergent vegetation. Verh. Int. Ver. Limnol. (in press).
7. Liikanen, A. 1997. Orgaanisten maatalousmaiden dityppioksidin tuotto. Nitrous oxide production in organic agricultural soils. (in Finnish). M.Sc. Thesis. University of Kuopio, Finland. 96 p.
8. Huttunen, J. T., Hammar, T., Alm, J., Silvola, J. & Martikainen, P. J. Greenhouse gases in non-oxygenated and artificially oxygenated eutrophied lakes during winter stratification. Journal of Environmental Quality (accepted).
9. Kortelainen, P., Huttunen, J., Väisänen, T., Mattsson, T., Karjalainen, P. & Martikainen, P. $CH_4$, $CO_2$ and $N_2O$ supersaturation in 12 Finnish lakes before and after ice-melt. Verh. Int. Ver. Limnol. (in press).

# Ilman lämpötilan ja hiilidioksidipitoisuuden kohottamisen vaikutus $CO_2$-vuohon metsämaasta

*Response of forest soil surface $CO_2$ efflux to elevated air temperature and $CO_2$ concentration*

Sini Niinistö[1)]*, Seppo Kellomäki[1)] ja Jouko Silvola[2)]

[1)] Joensuun yliopisto, metsätieteellinen tiedekunta, PL 111, 80101 Joensuu
[2)] Joensuun yliopisto, biologian laitos, PL 111, 80101 Joensuu

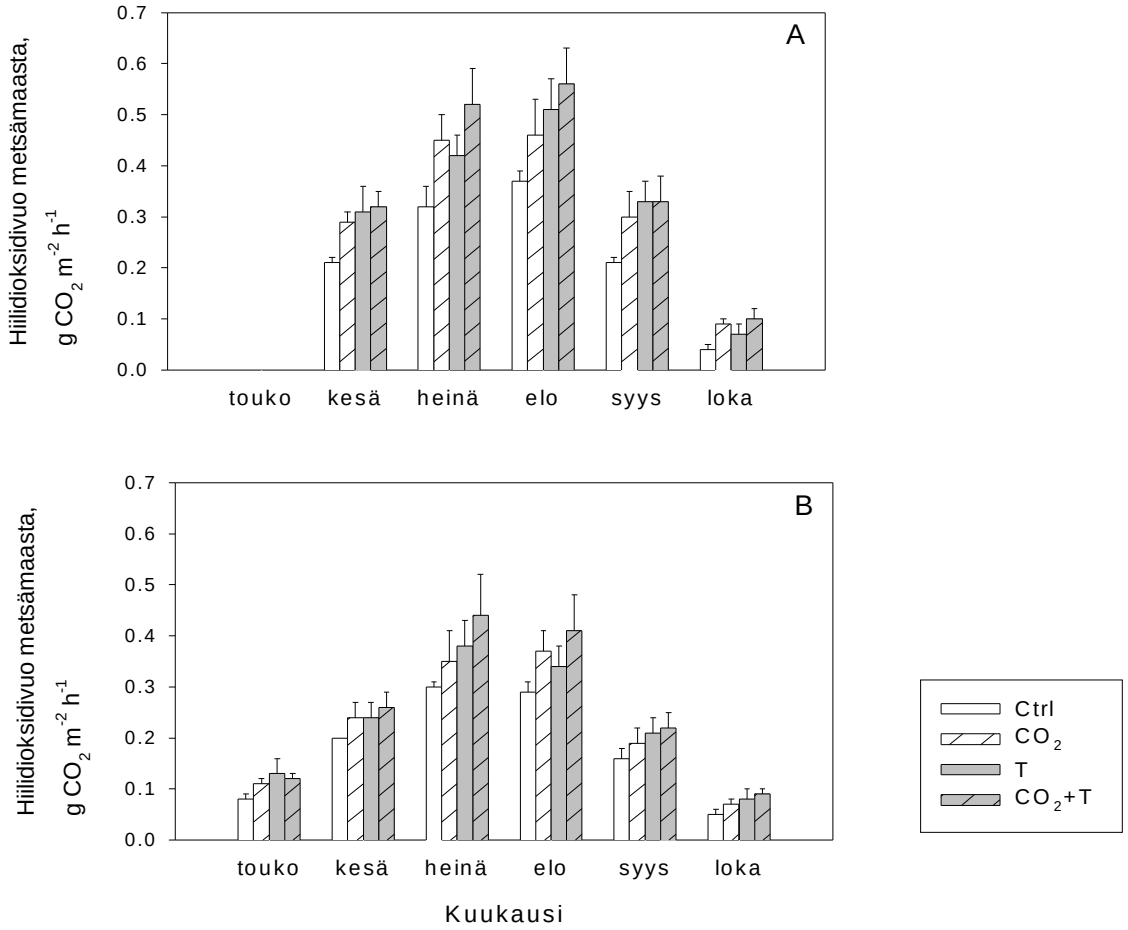
## Aineisto ja menetelmät

Suljetut kokopuukasvukammiot rakennettiin n. 25-vuotiaiden mäntyjen ympärille Ilomantsin Mekrijärvelle Itä-Suomeen. Jokaisessa seuraavista kolmesta käsittelystä oli neljä kasvihuonetta: kohotettu ilman $CO_2$-pitoisuus eli 700 ppm (↑$CO_2$), kohotettu ilman lämpötila (↑T), joka vastasi 3-6 °C:n kohotusta vuodenajasta riippuen sekä näiden kahden yhdistelmäkäsittely (↑$CO_2$ + ↑T), jossa sekä ilman lämpötila että $CO_2$-pitoisuus olivat kohotetut. Neljässä kontrollikasvihuoneessa ilman lämpötila ja $CO_2$-pitoisuus pidettiin samana kuin ulkona. Maan pintakerroksen lämpötila lämmitetyissä kasvihuoneissa kasvukauden aikana toukokuusta lokakuuhun oli 2-4 °C korkeampi kuin lämmittämättömissä. Kasvihuoneita kasteltiin sulan maan aikana säännöllisesti, ja talvisin niihin lapioitiin eristävä lumikerros. Maan $CO_2$-vuota mitattiin kolmena kasvukautena 1997 - 1999 sammal- tai jäkäläpinnalta käyttäen kannettavaa infrapunakaasuanalysaattoria ja pimeätä kammiota. Kussakin kasvihuoneessa oli kolme pysyvää kauluksella rajattua mittauspistettä.

## Päivittäiset ja kuukausittaiset arvot

Kahtena ensimmäisenä kasvukautena kaikkien kolmen käsittelyn päivittäiset maan $CO_2$-vuon arvot olivat suuremmat kuin kontrollin. Maan $CO_2$-vuon kuukausikeskiarvot vaihtelivat kontrollikasvihuoneissa välillä 0.04-0.37 g $CO_2$ $m^{-2}$ $h^{-1}$ vuonna 1997 ja välillä 0.05-0.30 g $CO_2$ $m^{-2}$ $h^{-1}$ vuonna 1998. Kuukausikeskiarvot olivat suurimmat yhdistetyssä käsittelyssä (↑$CO_2$ + ↑T). Metsämaan $CO_2$ -vuon huippuaikana heinä- ja elokuussa yhdistetyn käsittelyn kuukausikeskiarvot olivat n. 60 ja 50 % (1997) ja vastaavasti n. 45 ja 40 % (1998) suurempia kuin kontrollissa. Kohotetun lämpötilan (↑T) vaikutus vaikutti olevan suurempi kasvukauden alussa ja lopussa touko- ja lokakuussa, kun taas kohotetun hiilidioksidin (↑$CO_2$) vaikutus oli tasaisempi kasvukauden yli. Lämpötila- ja hiilidioksidikäsittelyjen kuukausikeskiarvot olivat kesäkuusta syyskuuhun v. 1997 n. 25-55 % ja v. 1998 n. 15-30 % suurempia kuin kontrollissa (Kuva 1).

Samanaikaisesti toteutetussa yhden kasvukauden taimikokeessa havaittiin kaikkien kolmen käsittelyn lisäävän männyn kylvötaimien verson kasvua sekä juurten massaa ja pinta-alaa. Näin ollen maan $CO_2$ -vuon lisääntyminen selittyi $CO_2$- ja lämpötilakäsittelyissä lisääntyneellä juurten kasvulla. Lämpötilan kohottaminen vilkastutti mahdollisesti myös maan mikrobitoimintaa lämmitetyissä kasvihuoneissa.




Kuva 1. Metsämaan hiilidioksidivuon kuukausikeskiarvot 1997 (A) ja 1998 (B).
Ctrl = kokopuukammiokontrolli, $CO_2$ = kohotettu ilman $CO_2$ -käsittely, T = kohotettu ilman lämpötila-käsittely, $CO_2$+T = yhdistetty käsittely, jossa sekä ilman lämpötila että hiilidioksidipitoisuus olivat kohotetut.

## Lämpötilavaste

Maan hiilidioksidivuo korreloi maan lämpötilan kanssa. Kullekin käsittelylle ja kasvihuonekontrollille sovitettiin lineaarinen regressiomalli muotoa
ln(maan $CO_2$-vuo) = a + b $\times$ $T_{maa}$, missä ln on luonnollinen logaritmi, $T_{maa}$ maan pintalämpötila 6 cm:ssä sammaleen pinnasta hiilidioksidivuon mittaushetkellä sekä a ja b parametrejä. Havaintoina käytettiin yksittäisten kasvihuoneiden kolmen pisteen keskiarvoja, joten kussakin käsittelyssä aineistona oli 3-4 havaintoa/ mittauspäivä.

Näin saatuja maan hiilidioksidivuon lämpötilavasteita verrattaessa havaittiin, että ensimmäisenä vuonna maan $CO_2$ -vuo oli molemmissa $CO_2$-käsittelyissä (↑$CO_2$ ja ↑$CO_2$ + ↑T) suurempi kuin kontrollissa maan lämpötilasta riippumatta.. Myös kohotetun lämpötilan (↑T) lämpötilavaste oli hieman suurempi kuin kontrollin. Toisena vuonna maan $CO_2$-vuo kullakin maan lämpötilan arvolla oli hiilidioksidikäsittelyssä (↑$CO_2$) suurempi kuin kontrollissa, kun taas molemmat lämpötilakäsittelyt (↑T ja ↑$CO_2$ + ↑T) saivat pienempiä arvoja kuin kontrolli. Siten esimerkiksi 10 °C:n lämpötilassa maasta purkautui lämmitetyissä kasvihuoneissa vähemmän hiilidioksidia kuin kontrollikasvihuoneissa samassa lämpötilassa. Selityksenä voi olla helposti hajoavan materiaalin hajoaminen lämmitetyissä kasvihuoneissa ensimmäisenä vuonna ja/tai maan kuivuminen lisääntyneen evapotranspiraation myötä.

**Pitkäaikaisvaikutukset**

Kolmannelta kasvukaudelta saatujen alustavien tuloksien mukaan ilman lämpötilan ja $CO_2$-pitoisuuden kohottamisen maan $CO_2$-vuota lisäävä vaikutus voi heiketä ajan myötä. Vuonna 1999 maan hiilidioksidivuon kuukausittaiset keskiarvot kesäkuusta elokuuhun olivat lämpö- ja hiilidioksidikäsittelyssä 15-25 % suurempia kuin kontrollikasvihuoneissa, kun taas yhdistetyn (↑$CO_2$ + ↑T) käsittelyn kuukausikeskiarvot olivat 23-54 % suurempia kuin kontrollissa. Lisää tutkimustyötä tarvitaan, jotta voidaan arvioida mahdollisen ilmastonmuutoksen pitkäaikaisia vaikutuksia metsämaan hiilidioksidivuohon.

# UV-säteilyn vaikutukset suokasvillisuuteen ja suon hiilidynamiikkaan

*UV radiation effects on peatland vegetation and carbon dynamics*

Riikka Niemi[1]*, Pertti J. Martikainen[2], Jouko Silvola[3], Satu Turtola[1], Anu Wulff[1], Jarmo Holopainen[1] ja Toini Holopainen[1].

[1)] Ekologisen ympäristötieteen laitos, Kuopion Yliopisto, PL 1627, 70211 Kuopio
[2)] Ympäristötieteiden laitos, Kuopion Yliopisto, PL 1627, 70211 Kuopio
[3)] Biologian laitos, Joensuun Yliopisto, PL 111, 80101 Joensuu

## Johdanto

Turvetta muodostavia soita arvioidaan olevan noin kolmannes Suomen ja 3% maapallon maa-alasta. Valtaosa soista sijaitsee boreaalisella ja subarktisella alueella, missä ultravioletti-B-säteilyn (UV-B) pääsy maanpinnalle lisääntyy voimakkaasti otsonikerroksen ohenemisen seurauksena (1). Turpeen kertyminen soihin on poistanut valtavasti hiilidioksidia ilmakehästä, ja yleensä luonnontilaiset suot toimivatkin hiilidioksidin ($CO_2$) nieluina. Toisaalta suot ovat metaanin ($CH_4$) tärkein luonnollinen päästölähde. Vaikka UV-B:n tiedetään olevan kasveille vahingollista, sen vaikutuksia suoekosysteemiin on tutkittu vähän. Toistaiseksi ei tiedetä voiko ultraviolettisäteilyn lisääntyminen johtaa muutoksiin suon kasvihuonekaasuvirroissa. Tutkimuksemme tarkoituksena oli arvioida lisääntyvän UV-säteilyn vaikutuksia suoekosysteemin ja suokasvien toimintaan.

## Materiaalit ja menetelmät

Altistimme Ilomantsin Salmisuolta (minerotrofinen lyhytkorsiräme) haettuja suomikrokosmoksia (turvepatsaan syvyys 40 cm, halkaisija 10,5 cm) kasvukauden 1999 ajan ulkoilmassa Kuopion yliopiston UV-altistuskentällä. Altistuskenttä koostuu UV-B-lamppusysteemeistä, jotka tietokoneohjatusti lisäävät 30% vallitsevaan UV-B-tasoon, UV-A-lamppusysteemeistä ja kontrollilamppusysteemeistä. Altistetuista mikrokosmoksista mittasimme $CO_2$- ja $CH_4$-virtoja mikrokosmoksen päälle asetettavan kammion avulla. Soiden peruskasvillisuuteen kuuluvista ja tärkeimmistä turpeenmuodostajista, rahkasammalista (*Sphagnum*), määritimme pigmenttipitoisuuksia ja solukalvojen ionivuotoa. Kasvivaikutuksia arvioimme lisäksi altistettujen suokasvien (rahkasammalet, tupasvilla, karpalo ja suokukka) hienorakenneanalyysein valo- ja elektronimikroskooppisesti.

## Tulokset ja pohdinta

Kohotettu UV-B-säteily vähensi hiilidioksidin sitoutumista suomikrokosmoksiin, mutta muutos ei ollut niin suuri, että suo olisi muuttunut $CO_2$:n lähteeksi. UV-B-altistus alensi suomikrokosmosten fotosynteesiä ja kokonaisrespiraatiota, mutta UV-A-säteilyn vaikutus oli lievästi fotosynteesiä ja respiraatiota kohottava. Metaanipäästö suomikrokosmoksista laski tilastollisesti merkitsevästi UV-B-altistuksessa. UV-A puolestaan kohotti $CH_4$-päästöä lievästi. Pienentynyt metaanipäästö voi johtua mm. $CH_4$:a tuottavien mikrobien substraatin

vähenemisestä tai $CH_4$:n heikommasta kulkeutumisesta sarakasvien kautta turpeesta ilmakehään UV-B-altistuksessa. Tupasvillan valomikroskooppinäytteissä havaittiinkin UV-B-altistettujen lehtien poikkileikkauksen pienentyneen ja kaasua kuljettavien ilmatilojen suhteellisen osuuden pienentyneen selvästi.

Rahkasammallajien UV-vasteissa oli eroja. UV-B-altistus lisäsi kalsiumin ja magnesiumin vuotoa jokasuonrahkasammalen (*S. angustifolium*) ja punarahkasammalen (*S. magellanicum*) solukalvojen läpi, mutta kalvakkarahkasammalessa (*S. papillosum*) ei havaittu tilastollisesti merkitseviä muutoksia. Klorofyllien, karotenoidien tai UV-B-säteilyä absorboivien pigmenttien määrät eivät muuttuneet merkitsevästi missään tutkituista lajeista. Sammalverson latvuksen kuivabiomassa laski lievästi sekä UV-B- että UV-A-altistuksessa.

Lisääntyvällä UV-B-säteilyllä on tulostemme perusteella vaikutusta suoekosysteemin toimintaan. Muutokset $CO_2$-virroissa johtunevat UV-B:n aiheuttamista kasvivaurioista, joihin rahkasammalen lisääntynyt kalvovuotokin viittaa. UV-säteilyn vaikutuksia suoekosysteemiin tulisi selvittää lisää – mieluiten paikan päällä luonnontilaisella suolla. Lisätutkimuksia tarvitaan, sillä pienikin muutos soiden kasvihuonekaasudynamiikassa voi vaikuttaa laajasti ilmastomuutokseen.

**Viite**

1. Madronich, S., Mckenzie R.L., Caldwell M.M. & Björn L.O. 1995. Changes in ultraviolet radiation reaching the Earth’s surface. Ambio 24: 143-152.

# $CO_2$ efflux from the rhizosphere soil of $CO_2$- and $O_3$-exposed silver birch trees

*Hiilidioksidille ja otsonille altistettujen rauduskoivujen ritsosfäärin $CO_2$-vuo*

Anne Kasurinen[1)*], Jarmo K. Holopainen[1)], Elina Vapaavuori[2)] and Toini Holopainen[1)]

1) Department of Ecology and Environmental Science, University of Kuopio, P.O. Box 1627, 70211 Kuopio
2) Finnish Forest Research Institute, Suonenjoki Research Station, Juntintie 40, 77600 Suonenjoki

## Introduction

Constantly increasing atmospheric $CO_2$ and $O_3$ concentrations are likely to affect the carbon allocation balance between the above- and below-ground parts of plants. In this field experiment, started in 1999 and lasting till year 2001, we are studying the effects of elevated $CO_2$ and $O_3$ on the rhizosphere processes of silver birches. Our working hypotheses are that 1) elevated $CO_2$ will increase below-ground carbon allocation and thus soil $CO_2$ efflux, whereas 2) elevated $O_3$ is likely to decrease the photosynthesis and root growth which in turn can be reflected as slower soil $CO_2$ efflux rates.

## Materials and methods

Two clones of fast-growing silver birch (ozone tolerant clone 4, V5952 and ozone sensitive clone 80, K1659) are exposed to ambient air, elevated $CO_2$, elevated $O_3$ and their combination in the open-top chambers (one tree per chamber). In addition to the chamber treatments, there are chamberless control trees also and each treatment is replicated four times.

In summer 1999, the soil $CO_2$ efflux was measured twice with LI-6400-09 soil $CO_2$ flux chamber attached to the portable LI-6400 $CO_2$ analyser (LICOR inc., Lincoln, Nebraska, USA). Measurements were performed with soil collars at two measurement locations per each study tree, soil collars being inserted approximately at two centimeters depth into topsoil from which all surface litter, mosses and above-ground parts of herbs and grasses were removed.

## Results from the first experiment year 1999

At the end of June, the mean soil $CO_2$ efflux rates in different treatments varied between 3.94 - 5.27 $\mu mol\ m^{-2}\ s^{-1}$, whereas in July, the average efflux rates were somewhat lower, ranging from 2.56 to 4.06 $\mu mol\ m^{-2}\ s^{-1}$. Altogether, elevated $CO_2$ and $O_3$, alone or in combination, did not have any clear effect on the soil $CO_2$ evolution during this first experiment season.

# Nitrous oxide emissions from four different agricultural soils during freezing and thawing

*Dityppioksidiemissiot neljästä erityyppisestä peltomaasta jäätymis-sulamissyklin aikana*

Hannu Koponen* and Pertti J. Martikainen

University of Kuopio, Department of Environmental Sciences, Research and Development Unit of Environmental Health, P.O. Box 1627, FIN-70211 Kuopio:

## Introduction

Nitrous oxide ($N_2O$) together with methane ($CH_4$) and carbon dioxide ($CO_2$) are efficient greenhouse gases. On a molecular basis nitrous oxide is estimated to be more than 250 times more effective as greenhouse gas than carbon dioxide. Besides, its lifetime residency in the atmosphere is relatively long, approximately 170 yr. Nitrous oxide also depletes stratospheric ozone, which has importance in absorbing hazardous UV-B radiation (1). Atmospheric concentration of nitrous oxide (present 310 ppbv) has increased considerably over the past decades and continues to increase annually at a rate of 0,2 – 0,3 % (2). Main anthropogenic source of nitrous oxide is agriculture, with approximately 80% share (3). The microbial processes responsible for $N_2O$ production in soils are mainly nitrification and denitrification. Soil variables influencing nitrous oxide production and emissions include organic matter availability, pH, $NO_3^-$-, $NH_4^+$- and $O_2$- concentrations, which are controlled by different variables, i.e. texture, water content, temperature and plants (2)

It has been shown that the emission of $N_2O$ increases during freezing-thawing cycles (4, 5, 6, 7, 8, 9), and there is a strong temperature anomaly in nitrous oxide emissions. Wintertime emissions from German silty loam soil could be responsible from 50% (7) up to 70% (9) of the annual $N_2O$ emissions. Mechanism of this phenomenon is still unknown, but several different theories occur, including physical release of subsurface produced $N_2O$ (10), combination of physical release and microbial production (7,11), chemical release (5) or enhanced microbial activity due to increased carbon availability from micro-organisms killed by freezing (12).

## Materials and methods

The effect of freezing on $N_2O$ fluxes was studied in 4 different agricultural soil types (organic soil, clay, silt and loam). Ten replicate from each soil type were taken into PVC cores (105 mm in diameter, 300 mm by length) by using stainless steel corer. Mineral soil cores were collected from experimental fields in Jokioinen (Agricultural Research Centre of Finland), and organic soil cores from an experimental field in Siikasalmi (University of Joensuu) in July 1998. Soil cores were incubated in laboratory at different temperatures and the gas fluxes were measured by using a closed chamber method. During the incubation the temperature was decreased stepwise from + 15 °C to – 8 °C. Samples were analysed by gas chromatography (Shimadzu model 14B) within 24 hours from sampling.

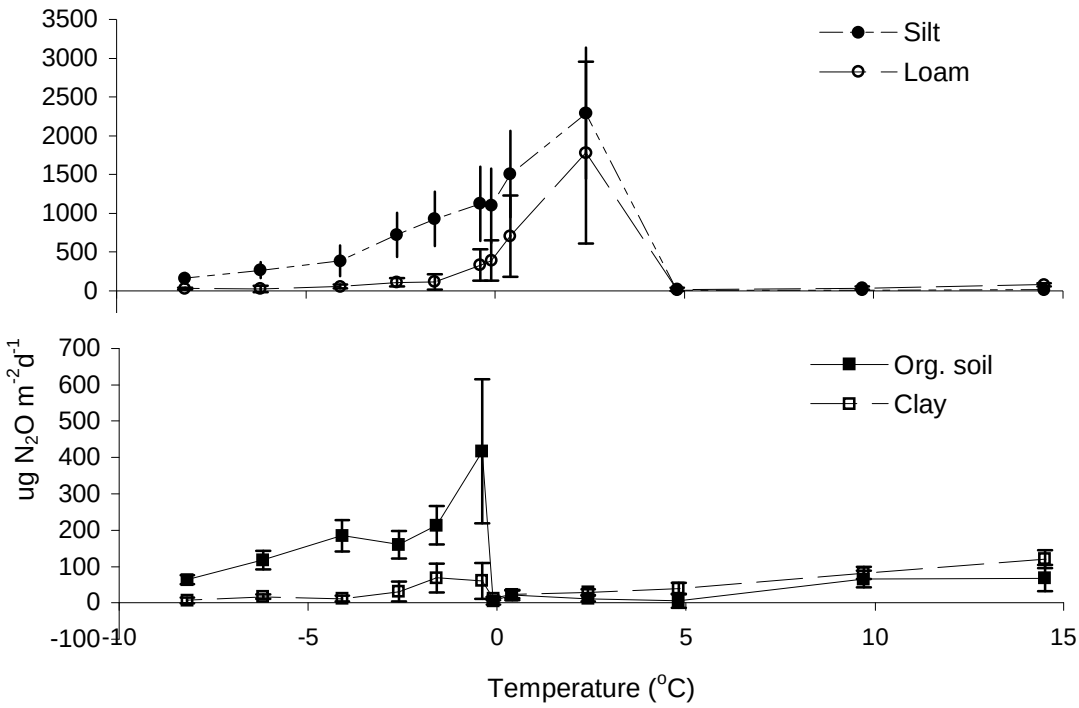
## Results and discussion

The pH of the organic soil, clay, silt and loam were 6.3, 5.4, 6.6 and 5.3 respectively. Moisture contents were relatively low: 60.1%(w/w), 24.9%, 23.2% and 19.6%, respectively. The nitrous oxide

emissions at high temperatures were low, possibly due to the low water content in soil. The nitrous oxide emissions decreased with decrease in temperature down to the freezing point. All four soil types showed an immediate increase in nitrous oxide emission below a certain critical temperature around 0 °C. The maximum mean fluxes and standard errors measured at low temperatures in peat, clay, loam and silt were: 730 ± 345 µg $N_2O$-N $m^{-2}$ $d^{-1}$ (-0.4°C), 105 ± 85 µg $N_2O$-N $m^{-2}$ $d^{-1}$ (-0.4°C), 3100 ± 1200 µg $N_2O$-N $m^{-2}$ $d^{-1}$ (+2.4°C) and 4000 ± 850 µg $N_2O$-N $m^{-2}$ $d^{-1}$ (+2.5°C).

Simultaneously with the freezing maximum, the deviation inside the groups increased. During thawing there was a temporary increase in the nitrous oxide emissions. Carbon dioxide emissions decreased with decreasing temperature without a temperature anomaly. The incubations were repeated with moistening 3 replicate cores of each soil. Organic soil, clay and loam had higher emissions at low temperatures when moistened while silt had highest emissions in drier conditions. The maximum emissions (mean ± standard error) after wetting at low temperatures were: 4750 ±1500 µg $N_2O$-N $m^{-2}d^{-1}$ (0.7°C), 3900 ±700 µg $N_2O$-N $m^{-2}d^{-1}$(0.3°C), 7700 ±4500 µg $N_2O$-N $m^{-2}d^{-1}$(0°C) and 600 ±380 µg $N_2O$-N $m^{-2}d^{-1}$(0.3°C). The results show, that the temperature anomaly in the nitrous oxide release can be affected by soil moisture.

Figure 1. Nitrous oxide emissions from different agricultural soils while decreasing




Temperature, error bars represent standard erors (n=10).

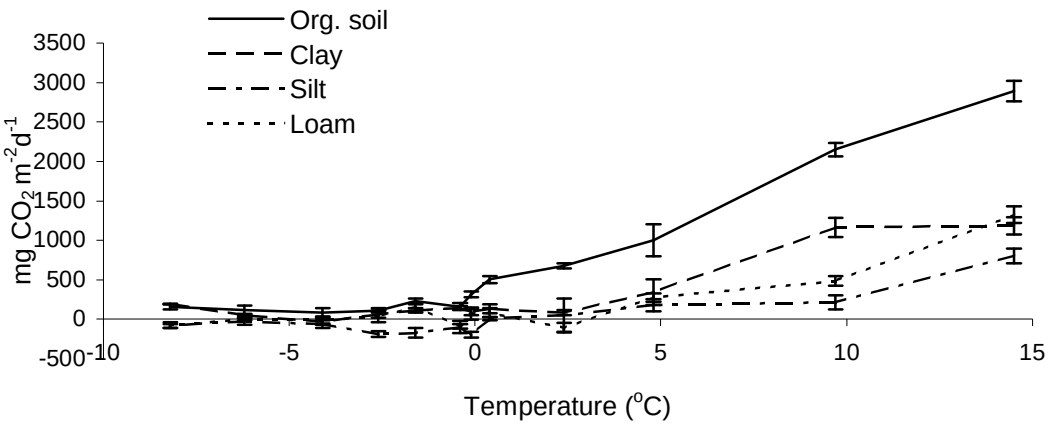



Figure 2. Carbon dioxide emissions from different agricultural soils while decreasing temperature, error bars represent standard errors (n=10).

**References**


1. Beuchamp, E.G. 1997. Nitrous oxide emission from agricultural soils. Can. J. Soil Sci. 77:113-123.
2. Granli T., Bockman, O. C. 1994: Nitrous oxide from agriculture. Norwegian Journal of Agricultural Sciences. Supl. No. 12.
3. Isermann, K. 1994. Agriculture's share in the emission of trace gases affecting the climate and some cause-oriented proposals for sufficiently reducing this share. Environ. Pollution 83: 95-111.
4. Ambus, P., Cristensen, S. 1995. Spatial and seasonal nitrous oxide and methane fluxes in Danish forest-, grassland-, and agroecosystems. J. Environ. Qual. 24: 993-1001.
5. Christensen, S., Tiedje, J. M. 1990. Brief and vigorous $N_2O$ production by soil at spring thaw. J. Soil Sci. 41: 1-4.
6. Chen, Y., Tessier, S., MacKenzie, A. F., Laverendière, M. R. 1995. Nitrous oxide emission from an agricultural soil subjected to different freeze-thaw cycles. Agric. Ecosys. Environ. 55: 123-128.
7. Kaiser, E. -A., Kohrs, K., Kücke, M., Schung, E., Heinemeyer, O., Munch, J. C. 1998. Nitrous oxide release from arable soil: importance of N-fertilisation, crops and temporal variation. Soil Biol. Biochem. 30 No 12: 1553-1563
8. Rudaz, A. O., Wälti, E., Kyburz, G., Lehmann, P., Fuhrer, J. 1999. Temporal variation in $N_2O$ and $N_2$ fluxes from a permanent pasture in Switzerland in relation to management, soil water content and soil temperature. Agric. Ecosys. Environ. 73: 83-91.
9. Röver, M., Heinemeyer, O., Kaiser, E. -A. 1998. Microbial induced nitrous oxide emissions from an arable soil during winter. Soil Biol. Biochem. 30 No 14: 1859-1865.
10. Burton, D. L., Beauchamp, E. G. 1994. Profile of nitrous oxide and carbon dioxide concentrations in a soil subject to freezing. Soil Sci. Soc. Am. J. 58: 115-122
11. Goodroad L. L., Keeney, D. R. 1984. Nitrous oxide emissions from soil during thawing. Can. J. Soil Sci. 64: 187-194.
12. Christensen, S., Christensen, B. T. 1991. Organic matter available for denitrification in different soil fractions: effect of freeze/thaw cycles and straw disposal. J. Soil Sci. 42: 637-647.

# Metaaninhapetuksen vuodenaikais- ja syvyysvaihtelu suomalaisessa metsämaassa

*Seasonal and vertical distribution of methane oxidation in Finnish forest soil*

Mika A. Kähkönen[*1)], Christoph Witmann[1)], Hannu Ilvesniemi [2)], Carl Johan Westman[2)] and Mirja S. Salkinoja-Salonen [1)]

[1)] Helsingin yliopisto; Soveltavan kemian ja mikrobiologian laitos, PL 56, 00014 Helsingin yliopisto:

[2)] Helsingin yliopisto, Metsäekologian laitos, PL 24, 00014 Helsingin yliopisto:

## Johdanto

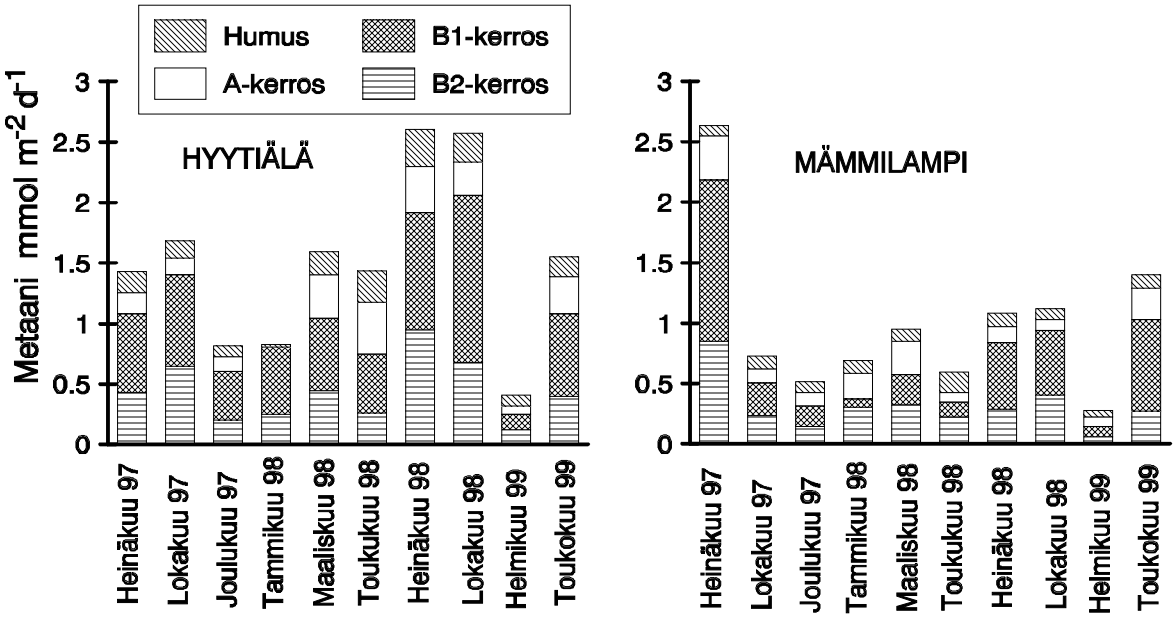
Metaani kuuluu tärkeänä osana hiilen kiertoon. Kasvihuonekaasuihin kuuluvan metaanin pitoisuus on noussut viime vuosikymmeninä ilmakehässä. Metaanin tärkein nielu on mikrobien suorittama hapetus maaperässä. Typpilannoitus voi alentaa metaaninhapetusta maaperässä pitkiä aikoja[1]. Pohjoisen havumetsävyöhykkeen metaaninhapetuspotentiaalia ja metaanivirtauksiin vaikuttaviin tekijöitä tunnetaan vain vähän. Tutkimme metaanin hapetuspotentiaalia pohjoisen mänty- ja kuusimetsän maaperässä kaikkina vuodenaikoina kahden vuoden ajan ja typen vaikutusta metaanin hapetuspotentiaaliin.

## Tutkimusalueet, aineisto ja menetelmät

Koealueina olivat 38 vuotias mäntymetsä (Hyytiälä) ja 120 vuotias kuusimetsä (Mämmilampi) lähellä Helsingin yliopiston Hyytiälän metsäasemaa (61° 48'N, 24°19'E). Aluskasvillisuustyyppinä on Mämmilammella *Vaccinium myrtillus* ja Hyytiälässä *Vaccinium myrtillus*. Hyytiälän maa on moreenia, Mämmilammen taas lajittunutta, kummankin maannostyyppi on podsoli. Maapylväät, (pituus, 25 - 30 cm) otettiin putkinäytteenottimella[2] ja jaettiin humus-, A-, B1- ja B2-horisontteihin, joiden metaaninhapetuspotentiaalia mitattiin samana päivänä (7 °C) 5 g:sta luonnonkosteaa maata 120 ml:n pullossa[3]. Head-space tilaan lisättiin metaania 200 ppm. Metaanipitoisuuksia mitattiin vastaavien kerroksien huokosilmasta Mämmilammelta.

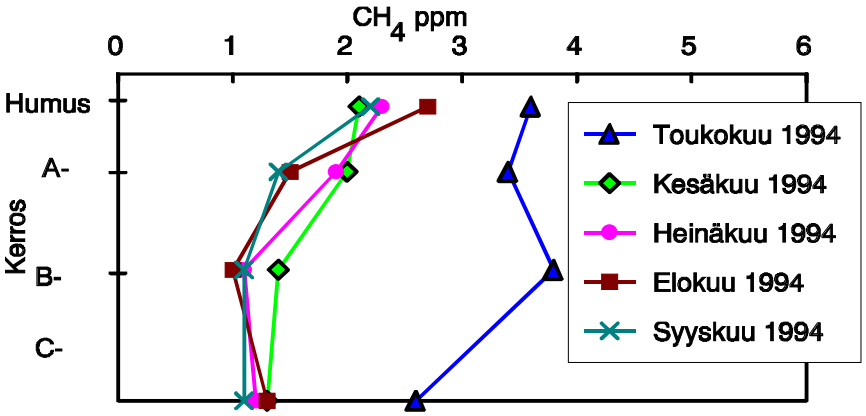
## Tulokset

Sekä mänty- että kuusimetsämaan metaaninhapetuspotentiaali sijaitsi pääasiasssa B1-kerroksessa kaikkina vuodenaikoina (Kuva 1). Metaaninhapetusaktiivisuus B-kerroksessa oli 50 - 90 % C-kerroksen yläpuolella olevasta kokonaisaktiivisuudesta. Kahden tutkimusvuoden ajan alimmat metaaninhapetuspotentiaalit Hyytiälässä ja Mämmilammella mitattiin kylmänä talvena, helmikuussa 1999, jolloin ilman keskilämpö oli -5.4 °C. Kylmänä ja sateisena kesänä 1998 mäntymetsämaan metaaninhapetuspotentiaali oli korkeampi (2.5 mmol $m^{-2}d^{-1}$) kuin lämpimänä ja kuivana kesänä 1997 (1.5 mmol $m^{-2}$ $d^{-1}$), mikä osoittaa, että kosteudella oli suuri merkitys metaaninhapetusta rajoittavana tekijänä.




Kuva 1. Metaaninhapetuspotentiaali mäntymetsän (Hyytiälä) ja kuusimetsän (Mämmilampi) humus-, A-, B1- ja B2-kerroksissa eri vuodenaikoina 1997-1999. Metaaninhapetuspotentiaali mitattiin +7 °C:ssa 200 ppm metaanipitoisuudessa.

Tulokset huokosilman metaanipitoisuuksista kuusimetsän humus-, A- , B- ja C-kerroksissa touko-syyskuussa osoittavat, että humuskerroksen huokosilmassa metaanipitoisuus (2.6 - 3.8) ppm oli lähellä ilmassa (2.5 ± 0.5) ppm olevaa pitoisuutta (Kuva 2). Kaikkina näytteenottokuukausina huokosilman metaanipitoisuus pieneni syvyyden kasvaessa, mikä osoitti, että maa oli metaaninielu kasvukauden aikana. Toukokuussa 1994 huokosilman metaanipitoisuus oli (3-4) ppm korkeampi kuin ilmakehässä, mikä osoittaa, että maa oli metaanin lähde, kun metaaninhapetus oli vähentynyt suuren vesipitoisuuden vuoksi maassa.




Kuva 2. Metaanipitoisuuksia huokosilmassa maan eri kerroksissa mitattiin kuukausittain toukokuusta syyskuuhun 1994.

Metaaninhapetuspotentiaali pysähtyi lähes täysin (> 95 %) lisättäessä 15 µmol $NH_4Cl$ $cm^{-3}$ (maa). $NH_4Cl$-lisäys 1 µmol $cm^{-3}$ (maa) alensi 70 % ja $KNO_3$-lisäys 15 µmol $cm^{-3}$ (maa) alensi 60 % metaaninhapetusaktiivisuudesta (Taulukko 1). KCl-lisäyksellä 1-15 µmol $cm^{-3}$ (maa) oli vain vähän (10-20 %) vaikutusta metaaninhapetuspotentiaaliin, joten $NH_4Cl$:n vaikutus johtui $NH_4^+$:sta eikä $Cl^-$:sta.

Taulukko 1. $NH_4Cl$-, $KNO_3$- ja KCl-lisäysten vaikutus mäntymetsän B-kerroksen metaaninhapetuspotentiaaliin mitattu 7 °C:ssa. Metaaninhapetusaktiivisuus ilman lisäyksiä oli 19.5 nmol $cm^{-3}$ $d^{-1}$.

| | **nmol $CH_4$ $cm^{-3}$ $d^{-1}$** | | |
|---|---|---|---|
| Suolalisäys µmol $cm^{-3}$ (maa) | **$NH_4Cl$** | **$KNO_3$** | **KCl** |
| 15 | 1.1 | 8.2 | 18.2 |
| 5 | 4.7 | 8.5 | 18.0 |
| 1 | 5.6 | 10.1 | 16.4 |

**Johtopäätökset**

Mänty- ja kuusimetsämaassa metaaninhapetuspotentiaali oli korkein B1-kerroksessa. Metsämaa oli metaaninielu. Ammonium inhiboi metaaninhapetusaktiivisuutta enemmän kuin nitraatti.

**Kiitokset**

Tätä tutkimusta ovat tukeneet Suomen Akatemia hanke nro 40935, Maj ja Tor Nesslingin säätiö ja Helsingin yliopiston huippuyksikkösäätiö.

**Lähteet**

[1]Yao, H. And Chen, Z.L. 1994. Effect of chemical fertilizer on methane emission from rice paddies. J. Geophys. Res. 99: 463-470.
[2] Westman, C.J. 1995. A simple device for sampling volumetric soil cores. Silva Fennica 29 (3): 247-251
[3]Mika A. Kähkönen, Christoph Wittmann, Hannu Ilvesniemi, Carl Johan Westman and Mirja S. Salkinoja-Salonen 2000. Soil organic matter mineralization and methane oxidation in acid boreal coniferous forest soils: Seasonal and vertical distributions. Manuscript in preparation

# Kohonneen hiilidioksidipitoisuuden ja typen vaikutus rantasedimentin metaani- ja dityppioksidivirtoihin

*Effects of elevated carbon dioxide concentration and nitrogen addition on methane and nitrous oxide emissions from littoral sediments*

Anu Liikanen*[1)], Eeva Ratilainen[2)], Heikki Aaltonen[2)], Jukka Alm[2)], Jouko Silvola[2)], Pertti Martikainen[1)]

[1)] Kuopion yliopisto, Ympäristötieteiden laitos, Ympäristöterveyden tutkimus- ja tuotekehitysyksikkö, PL 1627, 70211 Kuopio.
[2)] Joensuun yliopisto, Biologian laitos, PL 111, 80101 Joensuu.

## Johdanto

Hiilidioksidipitoisuus ilmakehässä on noussut ihmisen toiminnan tuloksena esiteollisen ajan 280 ppm:stä nykyiseen 360 ppm:ään, nykyinen hiilidioksidipitoisuuden vuotuinen kasvunopeus on noin 1.5 ppm (1). Kohonneen hiilidioksidipitoisuuden oletetaan lisäävän kasvien fotosynteesiä ja tätä kautta maaperän orgaanisen materiaalin saatavuutta, mikä saattaa heijastua maaperän aerobisiin ja anaerobisiin mikrobiologisiin prosesseihin, mm. metaanin ($CH_4$), tärkeän kasvihuonekaasun, muodostumiseen. Ihmistoiminnan, lähinnä maa- ja metsätalouden sekä jätevesien kuormituksen, seurauksena maa- ja vesiekosysteemien typpikuormitus on lisääntynyt. Etenkin vesistöjen rantavyöhykkeet ovat tärkeitä maalta valuvien ravinteiden vastaanottajia ja pidättäjiä. Maaperästä ja vedestä osa typestä poistuu ilmakehään mikrobiologisissa prosesseissa kaasumaisina yhdisteinä, mm. dityppioksidina ($N_2O$) ja molekulaarisena typpenä ($N_2$). Muodostuva $N_2O$ on ilmakehässä voimakas kasvihuonekaasu. Tässä tutkimuksessa olemme selvittäneet kohotetun hiilidioksidin sekä nitraatin ($NO_3^-$) ja ammoniumin ($NH_4^+$) vaikutuksia rehevöityneen järven rantasedimentin metaani- ja dityppioksidivirtoihin.

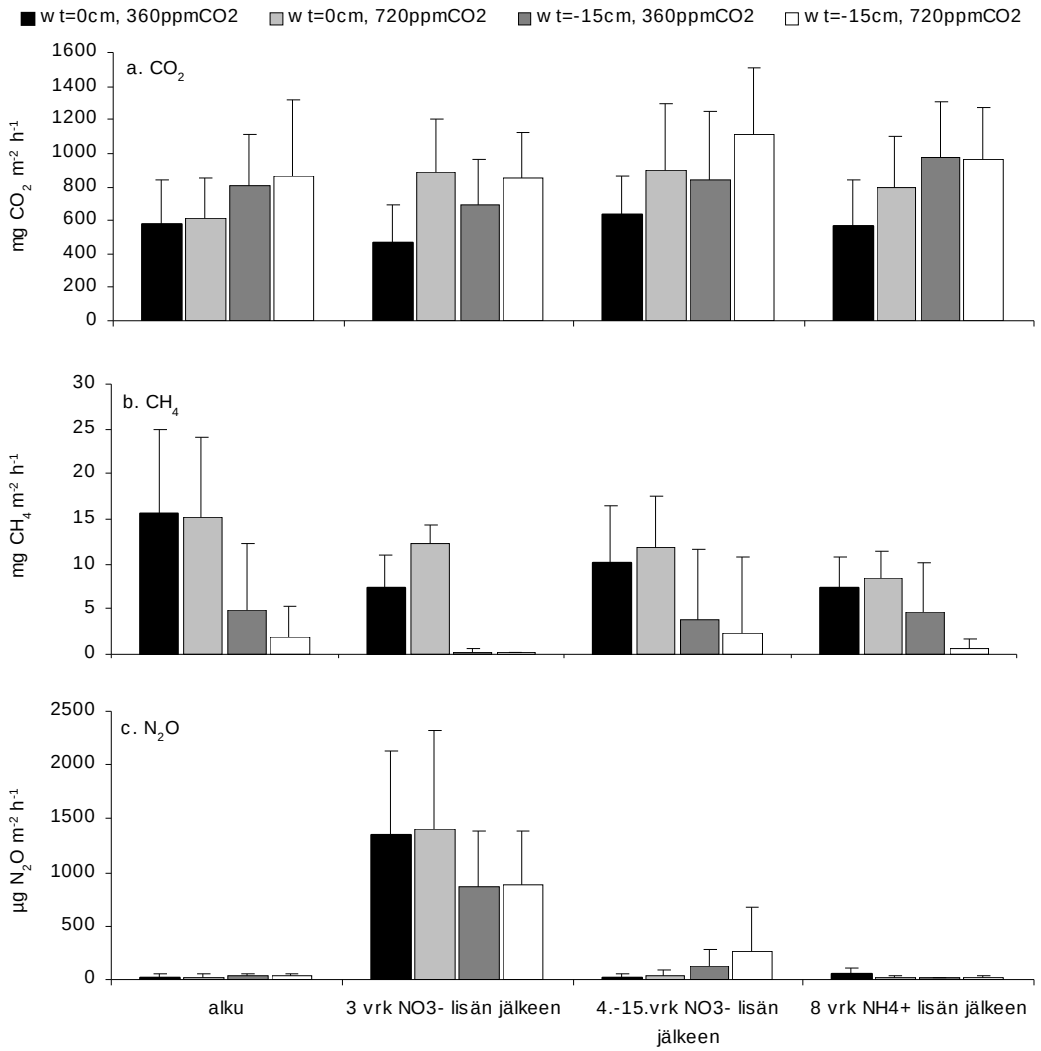
## Menetelmät

Häiriintymättömiä kasvillisia sedimenttinäytteitä (36 kpl, putken ∅ = 10,5 cm) otettiin kesäkuussa 1999 rehevöityneen Kevätön järven rantavyöhykkeeltä, jossa kasvoi vesisaraa (*Carex aquatilis*), terttualpea (*Lysimachia thyrsiflora*), heinää (*Poaceae*), kurjenjalkaa (*Potentilla palustris*) sekä rätvänää (*Potentilla erecta*). Sedimenttinäytteitä pidettiin 4 kuukautta fotosynteesin sallivissa kasvihuoneissa ilmakehän normaalissa (360 ppm) sekä kohotetussa (720 ppm) $CO_2$ pitoisuudessa 15 $^oC$:n lämpötilassa (2). Vedenpinta sedimenteissä oli joko korkealla eli sedimentin pinnan tasolla (0 cm) tai matalalla 15 cm:n syvyydessä. Sedimenttien kaasuvirrat, $CO_2$, $CH_4$ ja $N_2O$, määritettiin staattista kammiotekniikkaa käyttäen. Kaasuvirrat mitattiin aluksi ilman typpilisäystä, sitten nitraattilisäyksen (30 kg $NO_3$-N/ha) ja lopuksi ammoniumlisäyksen (30 kg $NH_4$-N/ha) jälkeen. Kokeen lopuksi määritettiin sedimenttien metaanin tuotto- ja hapetuspotentiaalit pullokokein.

## Tulokset ja pohdinta

Hiilidioksidi-, metaani- ja dityppioksidivirrat sedimenteistä ilmakehään on esitetty kuvissa 1 a-b. Hiilidioksidin tuotto eli respiraatio oli suurempi sedimenteissä, joissa veden pinta oli matalalla, ja

lisääntyi sedimenteissä, joita oli pidetty kohotetussa hiilidioksidipitoisuudessa. Kohotettu hiilidioksidipitoisuus on todennäköisesti lisännyt hajoavan orgaanisen hiilen määrää sedimenteissä. Sen sijaan metaanin muodostuminen ei lisääntynyt hiilidioksidipitoisuuden kasvun myötä. Metaanin tuottopotentiaalikokeissa kuitenkin havaittiin lisääntynyttä metanogeneettistä aktiivisuutta sedimenteissä, joita oli pidetty kohotetussa hiilidioksidipitoisuudessa. Todennäköisesti metaanin hapetus sedimenteissä on myös lisääntynyt ja on kompensoinut sedimenteissä mahdollisesti lisääntynyttä metaanin tuottoa. Nitraatti lisäsi sedimentin dityppioksidipäästöjä kolmen vuorokauden ajan, mikä osoittaa, että denitrifikaatio, nitraatin pelkistyminen dityppioksidiksi ja typeksi, oli sedimenteissä nitraattirajoitteinen. Ammonium sen sijaan ei lisännyt dityppioksidin muodostumista. Kasvit ovat todennäköisesti tehokkaasti sitoneet ammoniumin, eivätkä nitrifikaatiobakteerit ole pystyneet hapettamaan ammoniumia nitraatiksi, mikä on edelleen rajoittanut denitrifikaatiota ja dityppioksidin muodostumista.




Kuva 1. Rantasedimenttien keskimääräiset a) hiilidioksidi-, b) metaani-, c) dityppioksidivirrat kokeen eri vaiheissa. Virhepalkit kuvaavat keskiarvon keskivirheitä. wt = veden pinnan korkeus.

**Viitteet**

1. Kuusisto, E., Kauppi, L., Heikinheimo, P. 1996. Ilmastonmuutos ja Suomi. Helsinki University Press.
2. Saarnio, S., Alm. J., Martikainen P. J., Silvola, J. 1998. Effects of raised $CO_2$ on potential $CH_4$ production and oxidation in, and $CH_4$ emission from, a boreal mire. Journal of Ecology 86: 261-268.

# Ohraa, nurmea ja perunaa kasvavien turve-, savi- ja hietapeltojen hiilidioksiditase

*Net ecosystem carbon dioxide exchange of peat, clay, and sandy fields growing barley, grass, and potato*

Annalea Lohila*, Mika Aurela, Tuomas Laurila
Ilmatieteen laitos, Ilmanlaadun tutkimus, Sahaajankatu 20 E, 00810 Helsinki:

## Introduction

$CO_2$ dynamics of agricultural soils and ecosystems are studied during 1999-2002 in the *Finnish Global Change Research Programme* (FIGARE), funded by the Academy of Finland, in the AGROGAS-consortium (co-ordinator Pertti Martikainen). Short and long term $CO_2$ balance of organic, sandy and clay fields will be investigated with the micrometeorological eddy covariance method (EC) and the chamber method in southern Finland, in co-operation with the Agricultural Research Centre of Finland.

## Materials and methods

The experimental field sites are situated in Jokioinen (60°49' N, 23°30' E). The eddy covariance method is used to measure the net ecosystem $CO_2$ exchange (NEE) in an organic peat field growing barley (summer 2001) and grass (autumn 2001-2003). The EC method gives an areally averaged estimation of $CO_2$ flux with minimal impact on the local environment.

Chamber measurements are conducted once a week during the growing season in organic, sandy and clay fields. Collars with an area of 60 x 60 cm have been inserted into the soil in plots growing barley, grass or potato (3 plots of each). Measurements are made with a cooled transparent chamber, which gives the instantaneous net $CO_2$ exchange between the atmosphere and the soil-vegetation system. The total respiration (R) is measured at the same time with an opaque aluminium chamber.

The net ecosystem exchange is modeled by fitting a commonly used rectangular hyperbola to the observed data (1),

$$NEE = LAI \times \frac{\alpha \times PPFD \times GP_{\max}}{\alpha \times PPFD + GP_{\max}} - R, \qquad \text{(I)}$$

where PPFD is the measured photosynthetic photon flux density (in µmol $m^{-2}$ $s^{-1}$), $GP_{max}$ is the maximal gross photosynthetic uptake of $CO_2$ (in mg $m^{-2}$ $s^{-1}$) in optimal light conditions, $\alpha$ is the initial slope of NEE vs PPFD (in µg $\mu mol^{-1}$) and LAI is the effective leaf area index calculated from the measured LAI. The total ecosystem respiration R is the sum of the dark respiration ($R_d$) of the plants and the soil respiration ($R_s$) (including root respiration), and it is modeled according to (2,3),

$$R = R_d + R_s = LAI \times R_{d0} \times \exp\left[ b_d \left( \frac{1}{T_0} - \frac{1}{T_l} \right) \right] + R_{s0} \times a_s^{(T_s / T_l - 1)}, \qquad \text{(II)}$$

where LAI is the effective leaf area index, $R_{d0}$ is the rate of dark respiration (in mg $m^{-2}s^{-1}$) at the reference temperature 298 K, $T_l$ is the leaf temperature (in K), and $b_d$ is a physiological constant (in K), $R_{s0}$ is the soil surface $CO_2$ flux at the reference temperature $T_i$ = 10°C, $a_s$ is the temperature $Q_{10}$ coefficient and $T_s$ is the soil temperature (in °C) at the depth of 3 cm.

**Results**

The eddy covariance data offers the means to study both the short term (diurnal cycle and e.g. light and temperature response) and the long term (e.g. seasonal development in plant phenology and annual NEE balance) variation in NEE. Day-to-day variation in PPFD affects markedly the daytime uptake of $CO_2$. The night-time respiration, on the other hand, seems to be mostly controlled by the night-time temperatures. As an example of the seasonal development, the first night frosts decreased significantly the plant activity and thus the photosynthesis (Fig 1).

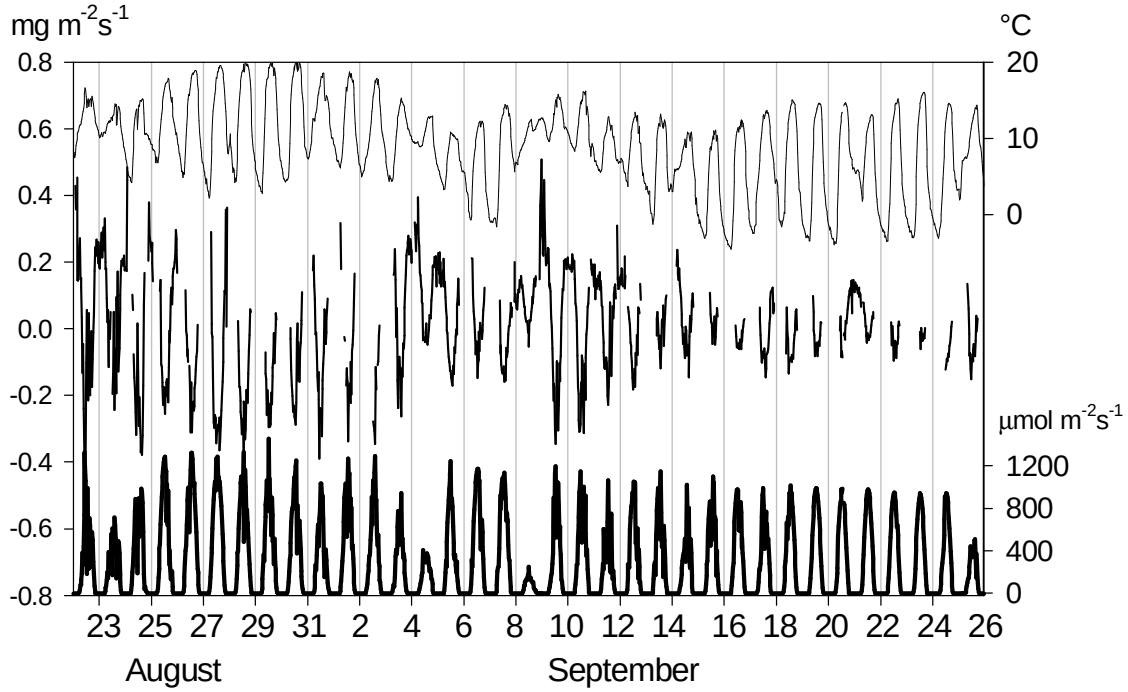



Figure 1. NEE of $CO_2$ (left axis) measured with the eddy-covariance method together with the temperature and PPFD (right axis) on peat soil growing barley (bottom curve = PPFD, middle curve = $CO_2$ flux, top curve = temperature) (negative flux = net assimilation).

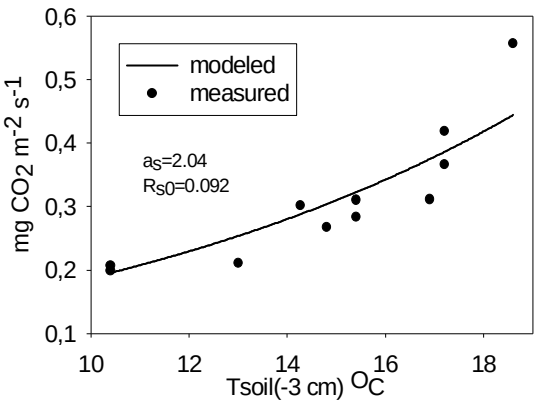



Figure 2. Soil respiration of bare organic soil modelled according to Eq. II.

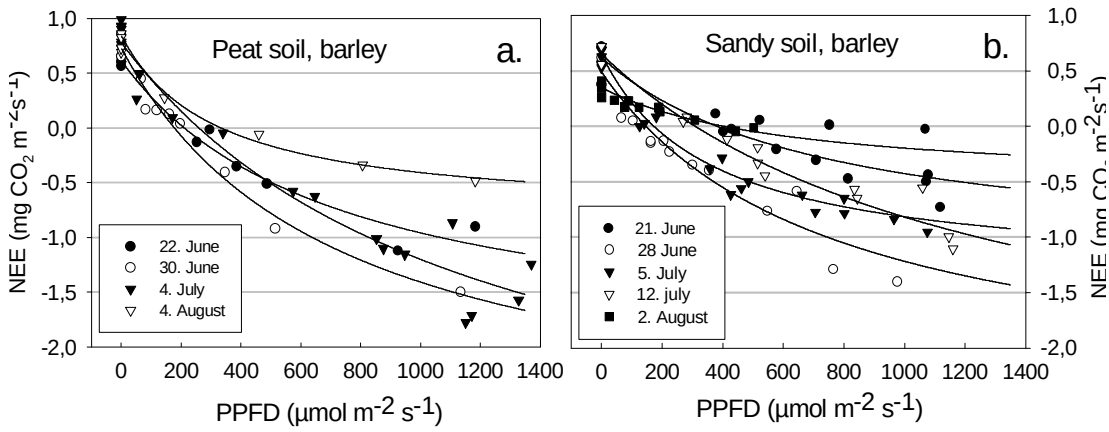
In the bare peat soil, chamber-measured respiration had a $Q_{10}$-value of 2,04 during the period from the end of July to late August (Fig 2).

In the following, examples of NEE measured with the chamber method during Jun 21 -Aug 4 on peat and sandy soils growing barley are shown. On both soil types, the

NEE vs. PPFD curves show different patterns depending on the measurement day, which can at least partly be explained by different plant deve-lopment stage, i.e. changes in LAI (Fig. 3).

Figure 3. NEE vs PPFD for (a) peat and (b) sandy soil growing barley measured with the chamber method.

The chamber system seems to offer a useful method to quantify the short-term ecosystem responses between the net $CO_2$ exchange and the environmental variables which, when combined with the EC




results, can be used to construct a long-term $CO_2$ balance for different crops and plant types growing on certain soil type.

**References**


1. Ruimy A., Jarvis P.G., Baldocchi D.D. and Saugier B. (1995). $CO_2$ fluxes over plant canopies and solar radiation: a review. Adv. Ecol. Res., 26:1-68.
2. Verma S.B., Kim J. and Clement J. (1992). Momentum, water vapor, and carbon dioxide exchange at a centrally located prairie site during FIFE. J. Geophys. Res., 97: 18629-18639.
3. Kim J. and Verma S.B. (1992). Soil surface $CO_2$ flux in a Minnesota peatland. Biogeochemistry, 18: 37-51.

# Fluxes of $N_2O$, $CH_4$ and $CO_2$ from Afforested Boreal Agricultural Peat Soils

*$N_2O$, $CH_4$ ja $CO_2$ -virrat metsitetyistä orgaanisista maatalousmaista*

Marja Maljanen*[1)], Pertti J. Martikainen[1)], and Jyrki Hytönen[2)]

[1)] Department of Environmental Sciences, University of Kuopio, Bioteknia 2, P.O. Box 1627, FIN-70211 Kuopio:
[2)] Finnish Forest Research Institute, Kannus Research Station, P.O. Box 44, FIN-69101 Kannus

## Introduction

Natural boreal peatlands act usually as sinks for $CO_2$ and sources for $CH_4$. Drainage of these soils can highly change the gas fluxes. After drainage decomposition of organic material increases and the sites may turn into net sources of $CO_2$. Drainage also increases nitrogen losses from the soil. Farmed peat soils are known to be remarkable sources of $CO_2$ and $N_2O$. Afforestation of peat soils is assumed to reduce the $CO_2$ emissions to the atmosphere due to the storage of carbon in the above and below ground biomass of trees. Furthermore, increased immobilization of nitrogen would decrease the $N_2O$ emissions.

## Methods

We measured the fluxes of $CH_4$, $N_2O$ and $CO_2$ from organic agricultural soil 1 (site 1), 6 (site 2) and 23 years (site 3) after afforestation in north-west Finland (71°13'N, 33°87'E). Measurements were made in 1996 and 1997 from June to October with an opaque static chamber method and the samples were analyzed with a gas chromatograph (Nykänen et al. 1995).

## Results

All of the sites were sources of nitrous oxide. There was a great spatial and temporal variation in the $N_2O$ fluxes. Highest emissions were measured from the site 3 in May 1997 during the spring thaw, 29 mg $N_2O$ $m^{-2}$ $d^{-1}$. The mean $N_2O$ emissions from the site 1 and 2 were lower than that from the site 3. The $N_2O$ emissions were equal or greater than those reported earlier for boreal organic forest or agricultural soils. The $N_2O$ fluxes decreased towards autumn at all sites and were at the lowest in October.

The sites acted usually as a small sink or source for methane. The two youngest sites were sources of $CH_4$ whereas the oldest one acts as a sink for methane. The water table level was lower (0.44 m) in the site 3 than in the other sites (0.31-0.38 m). The highest methane emissions, up to 154 mg $m^{-2}$ $d^{-1}$, were observed from the sites 1 and 2 in the middle of August 1997. These emissions were high, similar as those reported for minerogenous natural peatlands in Finland.

Carbon dioxide from aerobic and anaerobic decomposition processes, respiration of soil animals, dark respiration of plants as well as $CO_2$ from root respiration are included to the $CO_2$ fluxes measured with the opaque chambers. This $CO_2$ flux is called here as community $CO_2$ production ($cCO_2$). Daytime $cCO_2$ was highest at the site 2 and lowest at the site 3 and was dependent on temperature. The mean daytime $cCO_2$ production is lower at the oldest forest site (9.6 g $CO_2$ $m^{-2}$ $d^{-1}$) than at the younger sites (12.6-15.2 g $CO_2$ $m^{-2}$ $d^{-1}$).

## References

Nykänen H, Alm J, Lång K, Silvola J, Martikainen PJ (1995) Emissions of $CH_4$, $N_2O$ and $CO_2$ from a virgin fen and a fen drained for grassland in Finland. *Journal of Biogeography*, **22,** 351-357.

# Levitystekniikan vaikutus ammoniakin haihtumiseen sian lietelannasta kevätvehnäpellossa

*Effect of application technique on ammonia volatilization from pig manure slurry in spring wheat field*

Pasi Mattila
Maatalouden tutkimuskeskus, Kasvintuotannon tutkimus / Peltokasvit ja maaperä,
31600 Jokioinen:

## Aineisto ja menetelmät

Ammoniakin ($NH_3$) haihtuminen mitattiin Vihdissä 1999 kevätvehnän lannoitteeksi hajalevitetystä, nauhalevitetystä tai sijoitetusta (syvyys 5-10 cm) sian lietelannasta. Lannan levitysmäärä oli 31 t $ha^{-1}$, jossa oli liukoista typpeä 118 kg $ha^{-1}$. Ensimmäiset levitykset tehtiin sekä hiuesavella että liejusavella. Tällöin lanta levitettiin äestetylle maalle ennen kylvöä. Tunnin kuluttua pelto äestettiin uudestaan noin 7 cm syvyyteen ja puoli tuntia äestyksen jälkeen pelto kylvettiin. Ammoniakin mittaus alkoi noin puoli tuntia kylvön jälkeen. Myöhemmin ammoniakkia mitattiin vain hiuesavella kevätvehnän 1-2- ja 3-4-lehtiasteella tehtyjen levitysten jälkeen, jolloin mittaus alkoi 5-10 minuutin kuluttua levityksestä.

Ammoniakin haihtuminen mitattiin levityspäivänä ja seuraavina kahtena päivänä mikrometeorologisella kammiotekniikalla (1, 2). Tässä menetelmässä käytetään passiivisia diffuusiokeräimiä, joita on maan pinnalla sekä ulkoilmassa että peitettyinä kammioilla, joissa on vakioitu ilmanvaihto. Keräimiin kertyneen ammoniakin perusteella lasketaan mittauksen aikana ulkoilman olosuhteissa haihtuneen ammoniakin määrä. Lisäksi tässä tutkimuksessa ammoniakin haihtumispotentiaalin arvioinnissa käytettiin kammioissa sijainneiden keräinten tuloksista laskettua kammioiden sisäilman ammoniakkipitoisuutta, johon ulkoilman tuulen nopeuden vaihtelu ei vaikuta.

## Tulokset

Pintalevitetyt lannat (haja- ja nauhalevitys) tuottivat kammioihin selvästi korkeamman ammoniakkipitoisuuden kuin sijoitetut lannat (Taulukko 1). Ero voitiin havaita myös ensimmäisen levityskerran tuloksissa, vaikka tällöin kaikki lannat oli mullattu äestämällä levityksen jälkeen. Pintalevitysruutujen kammioiden ammoniakkipitoisuus oli kuitenkin moninkertaisesti suurempi myöhemmillä levityskerroilla, jolloin lantoja ei mullattu ja korkea lämpötila (joskus jopa yli 30 °C) edisti ammoniakin haihtumista. Sijoitettujen ja pintalevitettyjen lantojen välinen ero pieneni ajan kuluessa. Ensimmäisen levityskerran jälkeinen pitoisuus oli hiuesavella suurempi kuin liejusavella, mikä johtui ilmeisesti hiuesaven isommista kokkareista, jotka eivät peittäneet mullattua lantaa yhtä hyvin kuin kuohkeampi liejusavi. Myös hiuesaven mittausajan korkeampi lämpötila on voinut kasvattaa maalajien välistä eroa. Hajalevityksen ja nauhalevityksen välillä ei ollut merkitseviä eroja. Viimeisen levityskerran jälkeen nauhalevitysruuduissa kammioiden ammoniakkipitoisuus oli tosin melko paljon pienempi kuin hajalevitysruuduissa.

Pintalevitetyistä lannoista typpeä haihtui ammoniakkina kaikilla levityskerroilla alle 250 g $ha^{-1}$ $h^{-1}$ ja multauksen jälkeen alle 100 g $ha^{-1}$ $h^{-1}$ (Taulukko 1). Sijoitetuista lannoista haihtuminen oli selvästi vähäisempää: suurin arvo oli 22 g $ha^{-1}$ $h^{-1}$. Sijoitus pienensi haihduntaa silloinkin, kun kaikki lannat oli mullattu äestämällä.

Taulukko 1. Ammoniakin pitoisuus kammioiden sisäilmassa ja ammoniakin haihtumisnopeus ulkoilmassa.[1)]

| Levitysvaihe ja maalaji | Pvm ja jakso | Ammoniakkipitoisuus kammioissa, µg $NH_3$ $m^{-3}$ | | | Ammoniakin haihtumisnopeus ulkoilmassa, g $NH_3$-N $ha^{-1}$ $h^{-1}$ | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | 1999 | Haja | Nauha | Sjoitus | Haja | Nauha | Sijoitus |
| Ennen kylvöä | 19.5. | 322 | 281 | 168 | 94 | 47 | 17 |
| Hiuesavi | 20.5. | 106 | 120 | 76 | 29 | 33 | 22 |
| | 21.5. | 48 | 65 | 43 | 8 | 16 | 6 |
| Ennen kylvöä | 25.5. | 143[a] | 207[a] | 65[b] | 21 | 42 | 1 |
| Liejusavi | 26.5. | 102[ab] | 134[a] | 45[b] | 19 | 18 | 3 |
| | 27.5. | 180 | 171 | 127 | -1 | 7 | -3 |
| 1-2 lehtiaste | 8.6. I | 1972[a] | 1811[a] | 163[b] | 85 | 105 | (-22) |
| Hiuesavi | 8.6. II | 1208[a] | 1138[ab] | 126[b] | (-84) | 41 | (-11) |
| | 8.6. III | 940[a] | 884[a] | 116[b] | (-69) | 8 | (-4) |
| | 9.6. | 582[a] | 661[a] | 111[b] | 161 | 203 | 10 |
| | 10.6. | 429[a] | 516[a] | 58[b] | 64 | 117 | 1 |
| 3-4 lehtiaste | 21.6. I | 2484[a] | 1568[a] | 148[b] | 241 | 99 | (-7) |
| Hiuesavi | 21.6. II | 1285[a] | 823[a] | 175[b] | (49) | (25) | (-13) |
| | 22.6. | 871 | 677 | 57 | 106 | 77 | -3 |
| | 23.6. | 511[a] | 411[a] | 35[b] | 125 | 116 | -2 |

[1)] Yläviitteet osoittavat ammoniakkipitoisuuden tilastollisesti merkitsevät erot. Haihtumisnopeustulokset, joihin sade tai muilta ruuduilta kulkeutunut ammoniakki on voinut vaikuttaa merkittävästi, ovat suluissa.

Yleensä ammoniakin haihtuminen vähenee ajan kuluessa, mutta joissain tapauksissa tuulen nopeuden kasvu lisäsi haihtumista. Esimerkiksi 9.6. ja 23.6. tuulen nopeus oli moninkertaisesti suurempi kuin edellisenä päivänä, mikä lisäsi ammoniakin haihtumista.

Ammoniakkipitoisuus kammioiden ilmassa oli yleensä korkeampi kuin ulkoilmassa. Kun tuulen nopeus oli pieni kuten 8.6., ulkoilman keräimiin kertyneen ammoniakin määrät olivat kuitenkin lähellä kammioissa olleiden keräinten arvoja. Hajalevitysruuduissa ammoniakin kertymistä ulkoilman keräimiin on tuolloin vielä voinut lisätä nauhalevitetystä lannasta haihtuneen ammoniakin kulkeutuminen hajalevitysruuduille. Nauhalevitys tehtiin hajalevitysruutujen toisen ja kolmannen mittausjakson aikana. Hajalevitysruutujen haihtumisnopeustulokset näiltä jaksoilta ovat negatiiviset, koska ulkoilman keräimiin ammoniakkia kertyi enemmän kuin kammioiden keräimiin. Ammoniakin kulkeutuminen pintalevitysruuduista on erityisesti levityspäivinä voinut samalla tavalla aiheuttaa sijoitusruutujen negatiiviset tulokset kahden myöhemmän levityskerran mittauksissa, jolloin pintalevitettyjä lantoja ei mullattu.

**Tulosten tarkastelu**

Kun lanta mullattiin äestämällä, ammoniakin haihdunnasta johtuneet typpitappiot jäivät alle prosentin lannan liukoisesta typestä. Lannan sijoittaminen maahan piti haihdunnan vieläkin pienempänä.

Myöhempien levityskertojen jälkeen, kun lantoja ei mullattu, typpihävikki pintalevitetyistä lannoista oli suurempi, mutta enimmilläänkin vain noin 3 % liukoisesta typestä. Mittaus tosin kesti vain kolme päivää, ja pidemmän ajan kokonaishaihdunta on voinut olla paljon suurempi. Hajalevityksen ja nauhalevityksen välillä ei ollut merkitsevää eroa ammoniakin haihdunnassa, mikä vastaa aiemmin saatuja tuloksia (3). Myös sijoittamisen tai äestämällä tehtävän multauksen aiheuttama ammoniakin haihtumisen väheneminen vahvistaa aiempia tuloksia (4, 5).

Kasvusto voi vähentää ammoniakin haihtumista sitomalla ammoniakkia ilmasta (6). 3-4-lehtiasteen korkeampi kasvusto ei kuitenkaan pitänyt ammoniakin haihduntaa pienempänä kuin 1-2-lehtiasteella eikä aiheuttanut merkitsevää eroa haja- ja nauhalevityksen välille. Tämä johtui todennäköisesti siitä, että sään ja erityisesti tuulen nopeuden vaikutus oli paljon voimakkaampi, eikä kasvusto ollut kovin tiheä kevään ja alkukesän kuivan sään vuoksi.

Vähentyneen ammoniakin haihdunnan ohella lannan sijoittaminen parantaa typen hyväksikäyttöä myös siksi, että sijoitettu lanta on syvemmällä maassa. Tällöin lannan typpi on paremmin juurten saatavilla, koska syvemmällä on yleensä enemmän juuria ja kosteutta kuin pintamaassa, johon lanta jää pintalevityksen ja äestämällä tehdyn multauksen jälkeen.

Maassa lannan typpi on alttiina kaasumaisille hävikeille, joita syntyy ammoniumin nitrifioituessa nitraatiksi ja nitraatin denitrifioituessa kaasumaisiksi typpiyhdisteiksi. Näissä päästöissä dityppioksidi ($N_2O$) on suurin huolenaihe, koska se edistää sekä ilmaston lämpenemistä että yläilmakehän otsonikatoa. Vähentämällä ammoniakin haihtumista ja lisäämällä typen määrää maassa lannan sijoittaminen tai multaaminen voi lisätä dityppioksidin emissiota peltomaasta (4). Myös lannasta haihtunut ammoniakki voi kuitenkin ympäristöön jouduttuaan muuttua dityppioksidiksi, minkä vuoksi ammoniakkipäästöjen vähentäminen ei välttämättä lisää dityppioksidin kokonaispäästöjä (3). Maahan tulevan typen määrän kasvu voi myös lisätä nitraatin huuhtoutumisriskiä, mutta jos lannan multauksella tai sijoittamisella päästään korkeampaan typen hyväksikäyttöasteeseen kasvinviljelyssä, typen kokonaispäästöt ympäristöön pienenevät.

**Lähteet**


1. Ferm, M. & Svensson, L. 1992. A new approach to estimate ammonia emissions in Sweden. In: Klaassen, G. (ed.). Ammonia emissions in Europe: Emission coefficients and abatement costs. Laxenburg, International Institute for Applied Systems Analysis. p. 109-125.
2. Svensson, L. 1994. A new dynamic chamber technique for measuring ammonia emissions from land-spread manure and fertilizers. Acta Agriculturæ Scandinavica, Section B, Soil and Plant Science 44: 35-46.
3. Ferm, M., Kasimir-Klemedtsson, Å., Weslien, P. & Klemedtsson, L. 1999. Emission of $NH_3$ and $N_2O$ after spreading of pig slurry by broadcasting or band spreading. Soil Use and Management 15: 27-33.
4. Dosch, P. & Gutser, R. 1996. Reducing N losses ($NH_3$, $N_2O$, $N_2$) and immobilization from slurry through optimized application techniques. Fertilizer Research 43: 165-171.
5. Svensson, L. 1994. Ammonia volatilization following application of livestock manure to arable land. Journal of Agricultural Engineering Research 58: 241-260.
6. Sommer, S. G., Friis, E., Bach, A. & Schjørring, J. K. 1997. Ammonia volatilization from pig slurry applied with trail hoses or broadspread to winter wheat: effects of crop developmental stage, microclimate, and leaf ammonia absorption. Journal of Environmental Quality 26: 1153-1160.

# Seasonal patterns of soil $CO_2$ concentration and soil $CO_2$ efflux

*Maan $CO_2$-pitoisuuden ja $CO_2$-vuon vuodenaikaisvaihtelu*

Jukka Pumpanen*, Pertti Hari and Hannu Ilvesniemi

Department of Forest Ecology, P.O. Box 24, FIN-00014 University of Helsinki

## Introduction

Being a major part of NEE, soil respiration is an important process in the cycle of carbon in forest ecosystems. Large amounts of carbon are released to the atmosphere as $CO_2$ during decomposition of litter added to soil from aboveground and below-ground sources, and additional $CO_2$ is released by respiration of living roots. The objective of this study was to quantify soil $CO_2$ evolution from a young Scots pine forest growing in central Finland on a fertile soil (exposed to prescribed burning in 1961 and sown in 1962) and to study the seasonal pattern of $CO_2$ concentration in the soil profile.

## Materials and methods

We measured soil $CO_2$ efflux and soil profile $CO_2$ concentration during two and a half successive years from June 1997 to December 1999 at SMEAR II field measurement station (Station for Measuring Forest Ecosystem-Atmosphere Relations) located near Hyytiälä Forestry Field Station in southern Finland. The site was sown with Scots pine seeds in 1962 on burned, mechanically prepared soil. The soil is a podzol on glacial till, with the water extractable acidity decreasing from pH 4.4 in the humus to pH 5.3 in ground soil. The exchangeable acidity was high (1 mmol $dm^{-3}$ of soil) in the humus and the eluvial layer, and lower (< 0.5 mmol) in the deeper layers. There were downward decreasing gradients for total soil organic carbon from 300 mg of C $g^{-1}$ in humus layer to 4 mg $g^{-1}$ of C at 20 cm depth (ground soil), and of nitrogen from 10 mg N $g^{-1}$ to 0.3 mg $g^{-1}$. The dominant species in the field layer were *Vaccinium myrtillus* L. and *Vaccinium vitis-idaea* L. The ground vegetation consisted mainly of mosses *Dicranum polysetum* Sw., *Hylocomium splendens* (Hedw.) B.S.G and *Pleurozium schreberi* (Brid.) Mitt., overlying a 5 cm layer of humus in soil. Tree and herbaceous roots were confined to the humus layer and 15 cm zone in the surface horizons of the mineral soil.

Soil $CO_2$ efflux was measured by two methods. Continuous measurements of $CO_2$ efflux were made with two open dynamic chambers (diameter and height 20 cm) operating automatically. Chambers were transparent and green parts of ground vegetation were removed from inside the chamber.

We also measured $CO_2$ efflux manually with opaque closed static chambers from plastic collars installed on the measurement site. Manual measurements were carried out twice a month in the summer. The spatial variation in soil respiration was estimated by a closed static chamber method from 10 plastic collars inserted to a depth of 5 cm in the humus on randomly selected spots at the measurement site. Spatial sampling was carried out three times a summer.
Soil $CO_2$ concentration was measured using gas samplers installed permanently in each soil horizon. Soil moisture and temperature were monitored with TDR-probes and temperature sensors installed permanently in the vicinity of gas samplers.

## Results

### Soil $CO_2$ efflux

The annual pattern of soil $CO_2$ efflux was reflecting the observed annual changes in soil temperature. The efflux measured by closed static chambers showed similar seasonal pattern as the efflux measured by open dynamic chambers. The average efflux measured by the closed static method was only 54% and 68% of that measured by the open dynamic method from June to August in 1998 and 1999, respectively. The spatial variation of soil respiration was high. The CV of spatial samples was 0.18-0.32. At one sampling occasion, the difference between minimum and maximum values could be as big as the minimum value. The average annual cumulative effluxes were 3117 and 3326 g $CO_2$ $m^{-2}$ in years 1998 and 1999, respectively. When the soil was not covered with snow, also a diurnal pattern in soil respiration following daily changes in the soil temperatures was observed.

### Soil air $CO_2$ concentration

There was a clear seasonal pattern in the $CO_2$ concentration of the soil profile. In summer the concentration increased in each soil layer. A steep gradient was formed in soil profile in the course of summer. The concentration ranged from 580-780 $\mu$mol $mol^{-1}$ in humus layer to 13620-14470 µmol $mol^{-1}$ in C-horizon in all three summers. The concentration increased rapidly in spring and early summer and peaked in July-August. The increase showed a similar pattern as that of soil $CO_2$ efflux and soil temperature. Soil water content affected the $CO_2$ concentration in deeper soil horizons. During dry summer of 1999, the concentration in B- and C-horizons was only 50% of that during previous summers.

### Soil temperature and water content

Soil temperature showed a typical seasonal pattern reaching the daily maximum of 15-17 $^{o}$C in humus in summer. The soil temperature never dropped below 0 $^{o}$C under the humus layer. After permanent snow cover had established, the diurnal variation of soil temperature was small. The summer of 1998 was coolest, the temperature being mostly under 15 $^{o}$C even in the humus layer. The $Q_{10}$ values calculated for soil $CO_2$ efflux and humus temperature were 3.31 in spring and 3.44 in autumn 1999.

Significant annual and seasonal changes occurred in soil water content. The volumetric water content in upper horizons ranged from 0.15-0.25 $m^3$ $m^{-3}$ in the dry summers of 1997 and 1999 to 0.45 $m^3$ $m^{-3}$ in the wet summer of 1998. Despite higher temperatures the maximum $CO_2$ efflux in summer 1999 was lower than in 1998 because of drought in surface layers.

# A new design of an open chamber for measuring soil surface $CO_2$ efflux

*Uudentyyppinen läpivirtauskyvetti maan $CO_2$-vuon mittaukseen*

Jukka Pumpanen*[1)], Hannu Ilvesniemi[1)], Petri Keronen[2)], Ari Nissinen[1)], Toivo Pohja[3)], Timo Vesala[2)] and Pertti Hari[1)]

[1)]Department of Forest Ecology, P.O.Box 24, FIN-00014 University of Helsinki
[2)]Department of Physics, P.O.Box 9, FIN-00014 University of Helsinki
[3)]Hyytiälä Forestry Field Station, Hyytiäläntie 124, FIN-35500 Korkeakoski

## Introduction

An open chamber is a widely used method for soil $CO_2$ efflux measurements. However, any uncontrolled airflow between the inside and outside of the chamber that is created by differences in the inflow and outflow rates can cause errors in soil $CO_2$ efflux measurements. To avoid these problems a new type of open chamber system was designed. The magnitude of errors caused by airflows between the inside and the outside of the chamber was studied with this system. Furthermore, a comparison was made between the efflux measurements of this system and a closed static system.

## Materials and methods

### Chamber

The measurement system consisted of two cylindrical methylmetacrylate chambers (diameter and height 20 cm), which were connected to infrared $CO_2$ analyser via heated PTFE tubing (∅ 6mm/4 mm, length 40 m). The selection of a chamber for measurement was controlled by relays and magnetic valves. Mass flow controllers were used to equalise the air flow rate at in and outlets of the chamber. The atmospheric pressure was continuously measured by a barometer and air temperature by a type T thermocouple. The pressure changes in the tubing were measured by a pressure difference transducer. The system and the collection of data were controlled by a microcomputer.

Compensation air of known $CO_2$ concentration was introduced into the chamber and the $CO_2$ concentration of the air sucked from the chamber was measured. The airflows into and out of the chamber were controlled by two separate pumps and mass flow controllers and the pressure difference between the chamber and the ambient air was measured. The chamber was equipped with a pneumatically operating lid mechanism, keeping the chamber closed during the measurement periods and open between them. Air in the chamber is mixed continuously by fan, which was installed in the middle of the chamber 10 cm above the soil surface. The efflux was measured in short measurement periods (70 s) when the lid of the chamber was closed. The efflux was calculated using the increase of $CO_2$ concentration in the chamber.

The determination of the efflux was based on measurements of the $CO_2$ concentration in the inflow ($C_o$) and the outflow ($C_i$). The efflux can be calculated with following equation:

$$Q = V\frac{(C_{t_2} - C_{t_1})}{t_2 - t_1} - q_1 C_o + q_2 \frac{(C_{t_1} + C_{t_2})}{2}$$

where:

$Q$ = Soil $CO_2$ efflux
$V$ = Volume of the chamber
$C_{t1}$ and $C_{t2}$ = $CO_2$ concentration in the chamber
$C_o$ = $CO_2$ concentration of the compensation air
$q_1$ = compensation air flow rate
$q_2$ = analyser air flow rate

**Tests**

We tested the effect of differences between $q_1$ and $q_2$ on the measured $CO_2$ efflux and on the pressure difference by adjusting the inflow rate to be higher and lower than the outflow rate.
We also compared open chamber measurements described here to closed static measurements based on syringe samples taken manually from this chamber.

**Results**

The system gives good efflux estimates, but is sensitive to the validity of the assumption $q_1$=$q_2$, and the correct measurement of the inflow air $CO_2$ concentration.

At all tested $q_1/q_2$ combinations the pressure changes within the chamber were less than 2 Pa. This means, that in cases where $q_1$ was higher than $q_2$, all of the excess inflow gas was lost out through the humus at the bottom of the chamber, or compensation air was sucked to the chamber via the humus in the cases $q_2 > q_1$.

In the test cases $q_1 > q_2$, an underestimation in efflux occurs, when $q_2$ is used to show the flow rate to the analyzer, because the calculation assumes, that the amount of the gas pumped into the chamber also reaches the analyzer. If in the calculation the assumption is changed so, that $q_1$ is used to represent the flow rate to the analyzer, the calculated value still is approximately half of that measured in $q_1 = q_2$ situation. This suggests that the gas flowing out of the chamber from under the edges reduces also the flow of $CO_2$ into the chamber.

If in the tests $q_1$ was smaller than $q_2$, an overestimation of efflux followed. The reason for this is, that additional compensation air is sucked from under the chamber edge via the humus ($q_s$), and the $CO_2$ concentration of this air is higher than in the compensation air $q_1$. When the estimated $CO_2$ concentration of $q_s$ was calculated assuming that the flux measured at $q_1$=$q_2$ situation was correct and the flow rate $q_s$ (via humus) was equal to $q_2$-$q_1$, the calculated concentrations of $q_s$ were within the range measured from humus pore space air.

Based on these tests we can conclude:

1) If good care is taken of the control of $q_1$ and $q_2$ (=mass flow controllers for both separately), the measurement system functions properly.

2) If $q_1$ and $q_2$ are unequal, the efflux estimation is biased.

The open chamber measurements described here were also compared to closed static measurements based on syringe samples taken manually from this chamber. The $CO_2$ efflux rates measured with these two methods differed less than ±15% from each other.

# Methane oxidation after clear-cutting in heavily N-fertilized and limed spruce forest soils

*Avohakkuun vaikutus typpilannoitetun ja kalkitun metsämaan metaanin hapetukseen*

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

[1)] University of Kuopio, Department of Environmental Sciences, Bioteknia 2, P.O.Box 1627, 70211 Kuopio:
[2)] Finnish Forest Research Institute, Vantaa Research Centre, P.O.Box 18, 01301 Vantaa:

## Introduction

Aerobic soils, such as upland forest soils, contain microbes capable of oxidizing methane ($CH_4$), which is the second most important greenhouse gas. Methanotrophs in soils consume 5-60 Tg $CH_4$ year$^{-1}$, which matches the annual increase of $CH_4$ in the atmosphere (1). Land use and environmental changes can impair the capacity of the soil to act as a sink for atmospheric $CH_4$.

There are several studies showing that N fertilization and atmospheric nitrogen deposition in general reduce the activity of $CH_4$ oxidizing bacteria (2,3) and $CH_4$ uptake into the soil (4,5). The inhibition can persist for years or even decades (6). However, in some soils the inhibition of $CH_4$ oxidation after fertilizer addition is small or does not occur at all (7) and in nutrient poor heathland N fertilization has even stimulated $CH_4$ oxidation (8).

Liming can be used to alleviate acidification caused by N deposition. The effects of liming on soil $CH_4$ consumption are contradictory. In some forest soils liming has increased $CH_4$ consumption (5) while in some soils liming has had no significant effects on soil $CH_4$ uptake nor $CH_4$ oxidation (9).

We studied the long-term effects of an extremely high N addition and liming on $CH_4$ uptake in a Norway spruce stand in eastern Finland.

## Materials and methods

The experimental Norway spruce stand (OMT) is located in Kerimäki, Finland. The fertilized soil had received nitrogen seven times during years 1959-1986 totalling 860 kg N ha$^{-1}$. In the limed plot finely-ground limestone had been spread twice (1958 and 1980), totalling 6000 kg ha$^{-1}$. There was also a treatment with both N and lime. The stand, except the forested reference plot, was clear-cut in January 1993. Flux measurements of $CH_4$ were done with static chambers in the summer before clear-cutting, and in the following three summers.

## Results and discussion

The clear-cut site showed lower $CH_4$ uptake rate than the forested site but after two years the difference became less pronounced. Decrease in the $CH_4$ oxidation activity measured six months after

clear-cutting has also been observed in temperate deciduous forest soils (10). An earlier study in the Kerimäki site has shown that clear-cutting increased soil pH and net formation of mineral N, and initiated nitrification in the control and in the treated soils (11). The short time decrease in the $CH_4$ consumption after clear-cutting was probably linked to changes in the soil N cycling or pH.

Previous liming had minor effect on the $CH_4$ consumption after clear-cutting. In general, N addition inhibits $CH_4$ oxidation in forest soils. However, in the studied forest soil previous N fertilization did not inhibit but even slightly increased (the increase was not statistically significant) the $CH_4$ uptake after clear-cutting. The insensitivity of the methanotrophic microbes of the studied soil to N additions is probably associated to plant succession at clear-cut sites. Methane oxidation in N-limited boreal forest soils can tolerate a high N load.

**References**

1. Crutzen, P. J. 1991. Methane's sinks and sources. Nature 350: 380-381.
2. Nesbit, S. P. & Breitenbeck, G. A. 1992. A laboratory study of factors influencing methane uptake by soils. Agricultural and Forest Meteorology 41: 39-54.
3. Saari, A., Martikainen, P.J., Ferm, A., Ruuskanen, J., De Boer,W., Troelstra, S.R. & Laanbroek, H.J. 1997. Methane oxidation in soil profiles of Dutch and Finnish coniferous forests with different soil texture and atmospheric nitrogen deposition. Soil Biology and Biochemistry 29: 1625-1632.
4. Steudler, P. A., Bowden, R. D., Melillo, J. M., & Aber, J. D. 1989. Influence of nitrogen fertilization on methane uptake in temperate forest soils. Nature 341: 314-316.
5. Kasimir-Klemedtsson, Å. & Klemedtsson, L. 1997. Methane uptake in Swedish forest soil in relation to liming and extra N-deposition. Biology and Fertility of Soils 25: 296-301.
6. Prieme, A., Christensen, S., Dobbie, K.E., & Smith, K.A. 1997. Slow increase in rate of methane oxidation in soils with time following land use change from arable agriculture to woodland. Soil Biology and Biochemistry 29: 1269-1273.
8. Kruse, C. W. & Iversen, N. 1995. Effect of plant succession, ploughing, and fertilization on the microbiological oxidation of atmospheric methane in a heathland soil. FEMS Microbiology Ecology 18: 121-128.
9. Yavitt, J.B., Simmons, J.A. & Fahey, T.J. 1993. Methane fluxes in a northern hardwood forest ecosystem in relation to acid precipitation. Chemosphere 26: 721-730.
10. Bradford, M.A., Ineson, P., Wookey, P.A., and Lappin-Scott, H.M. 2000. Soil $CH_4$ oxidation: response to forest clearcutting and thinning. Soil Biology and Biochemistry 32: 1035-1038.
11. Smolander, A., Priha, O., Paavolainen, L., Steer, J., and Mälkönen, E. 1998. Nitrogen and carbon transformations before and after clear-cutting in repeatedly N-fertilized and limed forest soil. Soil Biology and Biochemistry 30: 477-490.