

SUOLI di QUALITÀ per una VITA di QUALITÀ

40° Congresso Nazionale

Roma, 1-3 dicembre 2015

A cura di Giuseppe Lo Papa e Anna Benedetti

Con il patrocinio di:



Sponsor:



SUOLI di QUALITÀ per una VITA di QUALITÀ

40° Congresso Nazionale

Roma, 1-3 dicembre 2015

A cura di Giuseppe Lo Papa e Anna Benedetti

In copertina: Foto "Relazioni pianta suolo" di Anna Benedetti. Spiaggia Capo Coda Cavallo – Sardegna

© **SISS – Società Italiana della Scienza del Suolo**

Piazza Massimo D'Azeglio, 30 · 50121 Firenze

ISBN 978-88-940679-3-4

I edizione: Novembre 2016

Tutti i diritti riservati. È vietata la riproduzione anche parziale e con qualsiasi strumento senza l'autorizzazione scritta dell'editore. L'elaborazione dei testi, anche se curata con scrupolosa attenzione, non può comportare specifiche responsabilità per involontari errori o inesattezze.

Ogni autore è responsabile del contenuto del proprio contributo, pertanto l'editore declina ogni responsabilità in merito.

INDICE GENERALE

PROGRAMMA DEL CONGRESSO	7
SALUTI	
Carmelo Dazzi	9
Anna Benedetti	12
Paola Corsaro	13
RELAZIONI AD INVITO	
Soils and Sustainable Agriculture; Agro-ecological approaches to Soil Management	16
<i>Parviz Koobajkan</i>	
International year of soil achievements in Oceania	19
<i>Ian D Hollingsworth</i>	
I DIVISIONE	
L'uso di una nuova procedura ibrida di Land Evaluation per valutare l'effetto del cambiamento climatico sull'idoneità delle aree agricole alla coltivazione del mais	22
<i>Antonello Bonfante, Eugenia Monaco, Silvia M. Alfieri, Roberto De Mascellis, Nadia Orefice, Piero Manna, Johan Bouma</i>	
Characterization of microbial communities in soils of the Fucino plateau, with different culture and in different seasons	29
<i>Domenico Fantozzi, Federica Matteucci, Emanuela Di Salvatore, Marisa Terreri, Emanuela Servo, Daniela Maria Spera, Maddalena Del Gallo</i>	
Soil fauna contribution to soil physical quality: an experimental approach with 3D image analysis	36
<i>Gilda Buscemi, Laura Gargiulo, Giacomo Mele, Silvia Alfieri, Fabio Terribile</i>	

Influenza della microtopografia e della variabilità stagionale sul ciclo di carbonio e azoto in suoli del piano subalpino	42
<i>Emanuele Pintaldi, Gianluca Filippa, Consolata Siniscalco, Michele Freppaz</i>	
Influence of cannabis sativa cultivation on the soil microbial community in the Fucino plateau	54
<i>Federica Matteucci, Antonio Saggio, Marisa Terreri, Domenico Fantozzi, Emanuela Servo, Daniela Maria Spera, Maddalena Del Gallo</i>	
Applicazione dei dati e della cartografia pedologica all'analisi territoriale: la carta del rischio potenziale di erosione a confronto con la capacità d'uso dei suoli in Sardegna	61
<i>S. Fanni, V.A. Marrone, Rita Puddu</i>	
Monitoraggio delle proprietà fisico-meccaniche per la qualità del suolo sottoposto a passaggi del macchinario agricolo	69
<i>Pieranna Servadio, Simone Bergonzoli</i>	
The soil erosion risk map of the Sicilian Region (1:250,000 scale)	78
<i>Fantappiè M., Priori S., Costantini E.A.C.</i>	
Hydromorphic and subaqueous soils: a new working group of Italian soil science society	87
<i>Gilmo Vianello, Chiara Ferronato, Gloria Falson, Livia Vittori Antisari</i>	
 II DIVISIONE	
Mesofauna in high altitude bioturbated soils (Majella Massif): quantity, quality and role in the humification process	98
<i>Sara Aielli, Diego Pizzeghello, Stefania Cocco, Valeria Cardelli, Serenella Nardi, Carlo Jacomini, Giuseppe Corti</i>	
Integrated approach to improve the biological quality of soil and the control of soil-borne fruit plane pests	105
<i>Loredana Canfora, Barbara H. Labanowska, Flavia Pinzari, Małgorzata Tartanus, Cezary Tkaczuk, Eligio Malusa</i>	
Microbial diversity of saline soils in a natural environment in South Italy	109
<i>Canfora L., Pinzari F., Lo Papa G., Vendramin E., Bacci G., Vittori Antisari L., Dazzi C., Benedetti A.</i>	
Applicazione di digestato da biogas e letame in fase di reimpianto nel melo	115
<i>S. Polverigiani, M. Salvetti, M. Franzina, P. Incondi, L. Folini, D. Neri</i>	

Mineralization processes of different pure organic substances in soil	124
<i>Francesco Alianiello, Philippe Schmitt-Köpplin, Marianna Lucio, Massimiliano Valentini, Sara Cozzolino, Maria Gabriella Mascia</i>	
Effects of a biochar and its water extract on the in vitro growth of soil-resident ligninolytic fungi	132
<i>Eren Taskin, Elisabetta Loffredo</i>	
A field guide for a morpho-functional classification of humus systems and forms	136
<i>Augusto Zanella</i>	
 III DIVISIONE	
L'effetto della variabilità del suolo sui risultati delle sperimentazioni di campo: il caso studio del frumento e dell'orzo nella valle della Bekka (Libano)	146
<i>Antonello Bonfante, Marie Therese Abi Saab, Mohamed H. Sellami, Eugenia Monaco, Nadia Orefice, Pasquale Giorio, Rossella Albrizio</i>	
Assessing organic carbon stock at scale profile in forest soils of Calabria (Southern Italy)	151
<i>Massimo Conforti, Federica Luca, Fabio Scariglia, Giorgio Matteucci, Gabriele Buttafuoco</i>	
Valorizzazione agronomica di ammendanti a base di ceneri di origine vegetale	159
<i>Rosanna Epifani, Simona Rinaldi, Claudio Beni, Andrea Marcucci, Elvira Rea, Alessandra Trincherà</i>	
Recovery of degraded coniferous Forests for environmental sustainability Restoration and climate change. Mitigation: the LIFE FoResMit project	166
<i>Alessandra Lagomarsino, Alessandro Elio Agnelli, Ugo Chiavetta, Paolo Cantiani, Isabella De Meo, Alessandro Paletto, Edoardo A.C. Costantini</i>	
Sviluppo di un applicativo web per la valutazione del consumo di suolo a scala nazionale	173
<i>Giuliano Langella, Angelo Basile, Simone Giannecchini, Michela Iamarino, Michele Munafò, Fabio Terribile</i>	

L'influenza del suolo nell'irrigazione in serra.	183
Risultati del progetto SEGIS – Sistema Esperto per la gestione dell'irrigazione in Serra	
<i>Eugenia Monaco, Roberto De Mascellis, Riccardi Maria, Vincenzo Magliulo, Angelo Basile, Guido D'Urso, Anna Tedeschi</i>	
Soil functionality assessment in degraded plots of vineyards	190
<i>Simone Priori, Alessandra Lagomarsino, Alessandro E. Agnelli, Giuseppe Valboa, Maurizio Castaldini, Sergio Pellegrini, Sauro Simoni, Lorenzo D'Avino, Elena Gagnarli, Silvia Guidi, Donatella Goggioli, Silvia Landi, Giada D'Errico, Rita Perria, Sergio Puccioni, Marco Leprini, Alessandra Zombardo, Paolo Storchi, Edoardo A.C. Costantini</i>	
Il sistema di supporto alle decisioni soilconsweb: esempi di utilizzo per la gestione della risorsa idrica ai fini irrigui	200
<i>Piero Manna, Angelo Basile, Antonello Bonfante, Antonio Coppola, Giuliano Langella, Roberto De Mascellis, Fabio Terribile</i>	
 IV DIVISIONE	
 Uso di materiali vegetali a basso costo per la rimozione di contaminanti organici da un percolato di discarica e riduzione della sua fitotossicità	208
<i>Elisabetta Loffredo, Giancarlo Castellana, Eren Taskin</i>	
Sustainable use of soil, a priority issue addressed through rural development policy: 7 lessons from the field	213
<i>Paola Lionetti, Danilo Marandola, Anna Benedetti</i>	
Soil restoration by organic amendments and mulches under semiarid climate: effects on soil porosity and microbial communities	219
<i>Lourdes Luna-Ramos, Roberta Pastorelli, Nadia Vignozzi, Arturo Fabiani, Albert Solé-Benet</i>	
Early observations on the role of marine protected areas in providing ecosystem services	228
<i>Stefania Cocco, Valeria Cardelli, Silvia Pedicini, Rogerio Borguete Alves Rafael, Alberto Agnelli, Flavio Fornasier, Fabio Vallarola, Giuseppe Corti</i>	

Programma del Congresso

MARTEDÌ 1 DICEMBRE 2015

APERTURA LAVORI E INDIRIZZI DI SALUTO

CONSEGNA PREMIO BALLATORE

Presiedono: Anna Benedetti e Carmelo Dazzi

Relazioni ad invito

Ronald Vargas Rojas, FAO

Sustainable Soil Management beyond 2015

Parviz Koohafkan, WAHF

Soils and Sustainable Agriculture: Agro-ecological approaches to Soil Management

Ian D. Hollingsworth, HESSE

International year of soil achievements in Oceania

ASSEMBLEA DEI SOCI

WORLD SOIL DAY CELEBRATION PARTY

MERCOLEDÌ 2 DICEMBRE 2015

Divisione 1 – Presiedono: Andrea Buondonno e Stefania Cocco

La Qualità del Suolo nello Spazio e nel Tempo

COMUNICAZIONI ORALI

COMUNICAZIONI POSTER

Divisione 2 – Presiedono: Sara Marinari e Stefano Mocali

Interazioni Biogeochimiche e Qualità del Suolo

COMUNICAZIONI ORALI

COMUNICAZIONI POSTER

GIOVEDÌ 3 DICEMBRE 2015

Divisione 3 – Presiedono: Giuseppe Corti e Alessandra Lagomarsino

Uso e Gestione del Suolo per una Vita di Qualità

COMUNICAZIONI ORALI

COMUNICAZIONI POSTER

Divisione 4 – Presiede: Michele Freppaz e Flavia Pinzari

Suoli e Società: un binomio (im)possibile nell'Antropocene

COMUNICAZIONI ORALI

COMUNICAZIONI POSTER

PREMIO MIGLIOR POSTER

PREMIO CONCORSO FOTOGRAFICO SISS

CERIMONIA DI CHIUSURA

COMITATO D'ONORE

Paolo Sequi, Angelo Aru, Stefano Bisoffi, Giuseppe Blasi, Claudio Ciavatta, Vincenzo Gerbi, Carlo Grignani, Luciano Lulli, Marcello Pagliai, Giulio Ronchetti, Nicola Senesi, Fabio Terribile, Pietro Violante.

COMITATO SCIENTIFICO

Anna Benedetti, Andrea Buondonno, Giuseppe Corti, Edoardo Costantini, Carmelo Dazzi, Maria Teresa Dell'Abate, Michele Freppaz, Giuseppe Lo Papa, Teodoro Miano, Sara Marinari, Claudio Zaccone.

COMITATO ORGANIZZATORE

Anna Benedetti - CREA-RPS
Maria Teresa Dell'Abate - CREA-RPS
Flavia Pinzari - CREA-RPS
Carmelo Dazzi - UNIPA
Giuseppe Lo Papa - UNIPA

SEGRETERIA ORGANIZZATIVA

Manuela de Pace - CREA-RPS
Monica Grasso - CREA-RPS
Tel. 06 7005413.223/141

40° Congresso SISS

Roma, 1-3 dicembre 2015

Saluti iniziali

Saluto del Prof. Carmelo Dazzi

Presidente della SISS

Suoli di qualità per una vita di qualità è il motivo conduttore di quello che rimarrà nella storia dell'Uomo come l'Anno internazionale dei suoli. In moltissimi Paesi del mondo il 2015 è stato un fiorire di iniziative e di attività tutte legate al suolo ed alla diffusione della sua conoscenza. Questo 40° congresso nazionale della Società Italiana della Scienza del Suolo, che abbiamo voluto organizzare in prossimità delle manifestazioni conclusive dell'Anno internazionale dei suoli e della Celebrazione della Giornata Mondiale del Suolo, rappresenta l'acme delle varie iniziative che la SISS ha posto in essere nel 2015.

Il mio auspicio ed il mio augurio che, sono certo, è anche l'auspicio e l'augurio di tutti noi è che, spenti i riflettori, i suoli continuino ad essere al centro dell'attenzione dei sistemi culturali ed economici che riconoscono nei suoli di qualità la base del benessere e della qualità della vita dell'uomo.

La storia ci ha sempre ammonito sulle strette relazioni che esistono fra queste due espressioni di qualità!

Uno di questi ammonimenti viene proprio dalla storia dell'antica Roma e dagli eventi che portarono al declino e alla caduta dell'Impero Romano d'Occidente (476 d.C.).

Gli storici sostengono che Roma sia caduta a causa della decadenza dei suoi leader, della corruzione dei suoi imperatori e per la superiore tattica militare degli invasori.

C'è ovviamente del vero in tutto questo. Tuttavia gli stessi storici rivelano che la maggiore causa del declino di Roma sia da ricercare in un lento processo di perdita di fertilità dei suoli e, di conseguenza, della loro capacità produttiva.

I raccolti non potevano più fornire energia sufficiente per mantenere le grandi infrastrutture di Roma imperiale e il livello di vita dei suoi cittadini. L'Italia era un Paese ricco di foreste all'inizio della civiltà romana. Ma verso la fine dell'impero, era stata spogliata della sua copertura boschiva. Il suolo convertito in pascoli e in campi coltivati era inizialmente fertile e forniva abbondanti raccolti. Il disboscamento lo lasciò esposto

agli elementi della natura e l'eccessivo sfruttamento dei pascoli finì per degradarlo ulteriormente. Il progressivo declino della sua fertilità era iniziato proprio quando la Roma imperiale cominciava a fare affidamento sull'agricoltura in alternativa agli insuccessi delle sue campagne di conquista. Nell'ultimo periodo dell'Impero, l'agricoltura forniva oltre il 90% delle entrate pubbliche.

I prodotti della terra erano diventati d'importanza vitale per la sua sopravvivenza. Il sostentamento di una popolazione urbana in aumento di non produttori comportò crescenti sforzi da parte dei coltivatori. La produzione agricola s'intensificò per far fronte alle richieste di derrate alimentari da parte dei cittadini e dell'esercito. Così, lo sfruttamento eccessivo del suolo ridusse viepiù la sua fertilità che, a sua volta, portò a un ulteriore sfruttamento di suoli già esausti.

La crescita della spesa pubblica per sostenere i livelli di vita dei ricchi, fornire aiuto ai poveri, finanziare le opere pubbliche e la burocrazia, la costruzione di monumenti, edifici e anfiteatri, insieme ai costi derivanti dalle sovvenzioni di sfarzi e svaghi per il popolo, sottopose un regime basato sull'agricoltura a tensioni che oltrepassavano i suoi limiti.

Lo spopolamento delle campagne continuò per tutta la durata dell'Impero. In alcune province dell'Africa settentrionale e lungo l'intero bacino del Mediterraneo, quasi la metà delle terre coltivabili venne abbandonata entro il III secolo dell'era volgare.

Indebolito dall'esaurirsi del suo sistema energetico, l'Impero finì così col crollare. I servizi fondamentali si ridussero. L'immensa infrastruttura su cui esso si reggeva andò in rovina. L'esercito non fu più in grado di tenere alla larga i predatori. Orde barbariche cominciarono a sgretolare l'Impero, dapprima nei suoi territori lontani. Verso la fine del VI secolo, gli invasori erano alle porte di Roma. La sua popolazione, che contava un tempo oltre un milione di abitanti, era scesa a meno di 30 mila. La città fu ridotta quasi a un cumulo di macerie, a duro monito di quanto la terra possa reagire impietosamente. Quali riflessioni fare sulla base di questo ammonimento che la storia ci fornisce?

Come comunità scientifica abbiamo il dovere morale di sfruttare ogni occasione per mettere in evidenza l'importanza del suolo negli equilibri ambientali e per prendere in considerazione nuovi approcci, orientamenti e metodi utili ed idonei a fornire risposte alla crescente domanda di informazioni e conoscenze scientifiche concernenti il suolo che provengono da settori molto diversi.

Questo 40° congresso nazionale della SISS sarà l'occasione per prendere in considerazione nuove proposte circa le profonde interrelazioni suolo-aria-acqua e, ancora di più circa le relazioni che da sempre legano il Suolo all'Uomo.

C'è tanto lavoro da fare per proporre alla società orientamenti e linee di azione idonee a perseguire un uso efficace e sostenibile del suolo.

E tanto lavoro è stato fatto per l'organizzazione di questo congresso. Consentitemi di ringraziare i nostri sponsor; gli invited speakers Sally Bunning, Parviz Koohafkan, Ian Hollingsworth per avere accettato di fornire il loro contributo di conoscenza; le tante persone che hanno contribuito con entusiasmo alla organizzazione del congresso e che mi piace citare e ringraziare personalmente iniziando da Anna Benedetti, nostro Vice-Presidente, per proseguire con Manuela De Pace e Monica Grasso. E infine, ma non per ultimo, il nostro grande segretario, Giuseppe Lo Papa che ha svolto un lavoro eccellente e notevolissimo.

Lasciamo che lo splendido edificio del XVI secolo che ci ospita, il Palazzetto Mattei in Villa Celimontana, sia fonte di ispirazione per i lavori e per le deliberazioni di questo congresso che si svolge in una delle più belle città del mondo che, insieme alla società Italiana della Scienza del Suolo dà a tutti un caloroso benvenuto.

Grazie e buon congresso a tutti.

Carmelo Dazzi

Saluto di Anna Benedetti

Vice-Presidente della SISS

È con vero piacere che questa sera porgo, in veste di organizzatore locale e Vice-Presidente della Società, il benvenuto a tutti voi in apertura del 40° convegno annuale della Società Italiana di Scienza del Suolo (SISS) in un anno particolarmente importante in quanto dichiarato dalle Nazioni Unite “anno internazionale del suolo”.

Si è pensato con il Presidente della SISS Carmelo Dazzi di organizzarlo a Roma, nei tre giorni antecedenti all’evento conclusivo sull’anno internazionale del suolo che si terrà il 4 dicembre presso il quartier generale della FAO, per dare a voi tutti la possibilità di parteciparvi.

L’anno internazionale del suolo ha visto la nostra Società impegnata in prima linea in moltissime attività disseminate sul territorio italiano, ma la coincidenza con l’esposizione universale EXPO, che si è tenuta a Milano, ha consentito di organizzare alcune manifestazioni all’interno dell’esposizione e di aderire, come Società alla Carta di Milano, rappresentando il ruolo fondamentale del suolo nel supportare i servizi ecosistemi primo fra tutti la produzione di alimenti.

Ringrazio, a nome del Consiglio Direttivo della Società e di tutti i soci SISS, il Presidente Dazzi per l’impegno profuso in questo anno nel promuovere la nostra Società ed il ruolo insostituibile del suolo negli equilibri ambientali, quale presidio della qualità della vita sulla terra.

Intenzionale da parte degli organizzatori è stata anche la scelta del luogo ove tenere il convegno. Questa sede, ora della Società Geografica Italiana, è stata una delle prime dimore della Regia Stazione di Chimica Agraria, che ha avuto quali direttori Giuseppe Tommasi e Luigi Marimpietri, soci fondatori della Società Italiana di Scienza del Suolo.

Questa sera infine è stato organizzato un evento speciale per celebrare l’anno internazionale del suolo presso il CREA – Centro di Ricerca per lo Studio delle Relazioni tra Pianta e Suolo, a pochi passi da qui, che dal 1934 ospita la Regia Stazione di Chimica Agraria, nel cuore di Roma antica. La serata riserverà ai partecipanti sorprese a tema.

Ringrazio sentitamente tutti coloro che si sono prodigati nell’organizzazione del convegno ed auguro a voi tutti buon lavoro e buon soggiorno a Roma.

Anna Benedetti

Saluto di Paola Corsaro*Dirigente Ufficio Comunicazione, biblioteche ed editoria – CREA*

Illustri delegati, Chiarissimi professori, gentilissima dott.ssa Anna Benedetti,

desidero porgere innanzitutto il saluto del CREA, orgoglioso di ospitare un evento scientifico di grande impegno e di ampio respiro come il 40° Congresso Annuale della Società Italiana della Scienza del Suolo.

Desidero aggiungere il mio personale saluto e ringraziare la Direttrice del Centro per l'ospitalità, nonché tutti i partecipanti per la presenza in questa struttura scientifica dedicata allo studio delle relazioni tra pianta e suolo.

Il CREA è molto impegnato nell'attività di ricerca finalizzata alla risoluzione dei problemi legati all'agricoltura con particolare riguardo a quelli relativi alla qualità dei suoli dai quali dipende la sicurezza della vita dell'uomo e, in definitiva, la sua stessa sopravvivenza.

Difatti la sostenibilità economica, sociale ed ambientale dei processi di produzione non è aliena dall'obiettivo di mantenere la qualità dei suoli.

Non è pertanto un caso che questo Congresso si tenga nell'Anno Internazionale dei Suoli, come proclamato dall'Assemblea Generale dell'Onu, né è un caso che il CREA lo abbia voluto ospitare: il nostro Ente crede fortemente nel ruolo di sviluppo che la ricerca continua a rivestire nell'ambito della Comunità Europea e nell'ambito della cooperazione internazionale.

È con questo spirito che auguro a tutti di continuare la collaborazione nel percorso intrapreso, sottolineando che il CREA presterà la massima attenzione alla collaborazione che da anni intercorre tra il medesimo e la apprezzata Società Italiana della Scienza del Suolo.

Paola Corsaro

Relazioni ad invito

Soils and Sustainable Agriculture; Agro-ecological approaches to Soil Management

Dr. Parviz Koohafkan

President, World Agricultural Heritage Foundation, Senior Advisor, FAO, Senior Honorary Research Fellow, Bioversity International

Executive Summary: There is increasing recognition that the sustainability of agricultural systems depends on the optimal use of the available natural resources, including the soil biotic community. Thus, there is a need to acquire a proper understanding of the influence of agricultural practices on the soil communities and their functions and, in turn, of the effects of the diverse organisms on agricultural productivity. The adaptation of management practices can minimize the negative impacts on soil biological populations and diversity and can maximize the positive (synergistic) effects on agricultural productivity for the benefit of humankind.

As agricultural intensification occurs, regulation through chemical and mechanical inputs progressively replaces the regulation of functions through soil biodiversity. There is an accelerating loss of biological diversity both above- and below-ground. Among the causes of this loss are: increasing homogenization of agricultural systems and use of monocultures; the use of agrochemicals; and excessive soil disturbance through repetitive tillage.

Direct and indirect benefits of improving soil management in agricultural systems can be assessed in terms of economic, environmental and food security benefits:

- **Economic benefits:** Improved soil management reduces input costs by enhancing resource use efficiency (especially decomposition and nutrient cycling, nitrogen fixation and water storage and movement). Less fertiliser may be needed if nutrient cycling becomes more efficient and less fertiliser is leached from the rooting zone. Fewer pesticides are needed where a diverse set of pest-control organisms is active. As soil structure improves, the availability of water and nutrients to plants also improves. It is estimated that the value of “ecosystem services” (e.g. organic waste disposal, soil formation, bioremediation, N₂ fixation and biocontrol) provided each year by soil biota in agricultural systems worldwide may exceed US\$ 1,542 billion.¹
- **Environmental protection:** Soil organisms filter and detoxify chemicals and absorb the excess nutrients that would otherwise become pollutants when they reach groundwater or surface water. The conservation and management of soil biota help to prevent pollution and land degradation, especially through minimising the use of agro-chemicals and maintaining/enhancing soil structure and cation exchange capacity (CEC). Excessive reduction in soil biodiversity, especially the loss of keystone species or species with unique functions, for example, as a result of excess chemicals, compaction or disturbance, may have catastrophic ecological effects leading to loss of agricultural productive capacity. The mix of soil organisms in the soil also partially determines

1. Pimentel, D. *et. al.*, 1997. *BioScience*, 47(11), 747-757.

soil resilience, the desirable ability of a given soil to recover its functions after a disturbance such as fire, compaction and tillage.

- **Food security:** Improved soil management can improve crop yield and quality, especially through controlling pests and diseases and enhancing plant growth. Soil biodiversity determines the resource use efficiency, as well as the sustainability and resilience of low-input agro-ecological systems, which ensure the food security of much of the world's population, especially the poor.

The improved management of soil biota and its diversity contributes both to the needs of farmers', especially in maintaining productivity and increasing returns from labour and other inputs, and to national interests through maintaining a healthy and well functioning ecosystem in terms of water quality (hydrological cycle) and preventing soil erosion and land degradation (nutrient and carbon cycles). There is a need to improve recognition of these multiple benefits and to promote actions that maintain/enhance soil biodiversity and its vital and valuable functions. This requires placing a value on the essential ecosystem services provided by soil organisms to agricultural systems: nutrient cycling and renewing soil fertility; decomposition of organic matter; mediating carbon sinks (and reducing greenhouse gas emissions); maintaining soil structure and water regimes; and biological control of pests and pathogens that affect plant health. Capturing the benefits of healthy soil for sustainable and productive agriculture requires a better understanding of the linkages among soil life and ecosystem function and the impacts of human interventions. The complex interaction among soil, plant and animal life, environmental factors and human actions must be effectively managed as an integrated system.

Plant diversity in cropping systems also offers many advantages to the farmer and to the landscape ecosystem. The advantages to the farmer include spreading market risks, increasing income opportunities, improving dietary balance, spreading labour requirements more evenly throughout the year, enhancing soil quality, improving nutrient cycling and decreasing risk from pests and adverse environment factors such as drought. There is also evidence that using a diversity of crops can improve the effectiveness of mycorrhizal (fungal root symbioses) associations in a cropping system. Biodiversity within the farming system can be achieved through intercrops (growing two or more crop species simultaneously on the same land), crop rotations (growing different crops sequentially on the same land) and relay crops (growing different crops partially overlapping growing seasons).

The technical actions, which are envisaged to enhance and restore soil fertility, have to be selected and designed in accordance with the specific constraints and potentials of diverse environments. Advocating biological N fixation where legumes are not part of the cropping pattern – outside the semi-arid and dry sub humid zones – may face a low adoption rate. The use of rock-phosphate outside the acid soils of the humid and moist sub humid zones would have a limited impact. Liming may be effective in neutralizing aluminium toxicity in acid soils but is superfluous on soils with fair calcium saturation. In order to be effective, applications of fertilizers in semi-arid areas need to be accompanied by water harvesting and water conservation or by small-scale irriga-

tion. Timing of fertilization needs to be designed for soils with low plant nutrient retention capacity. Relying on organic sources of plant nutrients in semi-arid areas, where biomass production is severely limited by water deficit, is unrealistic. The same applies to counting on animal manure in areas exposed to severe tse-tse infestation.

There are unfortunately too numerous attempts to improve soil fertility that have failed because the proposed technology was not appropriate and because the most elementary information about the characteristics of the natural resource base was ignored. Recommendations that are formulated for entire countries or regions, without taking into account the great diversity which prevails at farmer's level, are often counterproductive.

International year of soil achievements in Oceania

ISSS opening ceremony invited presentation

Ian D Hollingsworth

Speaking on behalf of Soil Science Australia

Horizon Environmental Soil Survey & Evaluation, Charles Darwin University, Research Institute for the Environment and Livelihoods (RIEL), Ellengowan Drive, Darwin, 0909

* ian.hollingsworth@horizonesse.com

The core goal of International Year of Soil in Oceania was to raise public awareness of the importance of soil through a range of activities beyond the usual technical symposia in Australia, New Zealand and the South Pacific. Most of the activities fit into IUSS Division 4 Soils & Environment, which entails the transfer and outreach to segments of our society where soils and soil science are frequently misunderstood or sometimes under appreciated.

Awareness and understanding of the importance of soil for food security and essential ecosystem functions varies across our region between highly urbanized market economies like Australia and New Zealand and nations where subsistence agriculture is a major part of the economy in Melanesia, Polynesia and East Timor. Our report is framed around achievements made in IYS; future challenges for soil science and opportunities for international cooperation. Institutional contributors to activities in this year of achievement included the Australian Department of Agriculture and Water, Soils Australia, the Australia Indonesia Centre, NZ Soil Science, Fiji Department of Agriculture; and University of Sydney.

The IYS 2015 activities cut across FAO Sustainable Development Goals, which were to end hunger, achieve food security, improve nutrition and promote sustainable agriculture; make cities and human settlements inclusive, safe, resilient and sustainable; take urgent action to combat climate change and its impacts; protect, restore and promote sustainable use of terrestrial ecosystems, reverse land degradation and halt biodiversity loss; increase awareness and recognition of soil quality in urban development; increase soil security, reduce pressure on food supply and distribution systems and improve the quality of life in cities.

The value of IYS 2015 activities were doubtless. However, effectiveness across Oceania will depend on changes that reinforce the cultural value of soil in an increasingly urbanized region of the globe. A post 2015 agenda would set out and communicate the cultural value of soil and its importance for sustaining cities, agriculture and the environment across diverse communities and economies.

Strengthening institutional links between IUSS and national soil science societies could be a means of strengthening international collaboration. The opening of a permanent IUSS office is a notable development. We should endeavour through IUSS to reinforce links between research, policy and application of soil science to address critical regional, national and international issues with food production, biodiversity conservation and quality of life. Social media provides a powerful communication platform for

soil science. Apart from communicating technical aspects of soil science within the profession there are global networks of urban gardeners, urban designers as well as rural producers that are keen to interact with soil science. As a profession, we need to make the most of this.

I Divisione

L'uso di una nuova procedura ibrida di Land Evaluation per valutare l'effetto del cambiamento climatico sull'idoneità delle aree agricole alla coltivazione del mais

Antonello Bonfante*¹, Eugenia Monaco¹, Silvia M. Alfieri¹, Roberto De Mascellis¹, Nadia Orefice¹, Piero Manna¹, Johan Bouma²

¹ Istituto per i Sistemi Agricoli e Forestali del Mediterraneo (ISAFOM-CNR)

² em.prof soil science, Wageningen University, the Netherlands

* antonello.bonfante@cnr.it

Introduzione

Il cambiamento climatico è un problema reale attribuibile alle attività antropiche che alterano direttamente od indirettamente la composizione dell'atmosfera determinando un aumento delle temperature alla scala globale. Anche ponendosi nella miglior condizione di mitigazione del problema emissione (scenario RCP2.6, Representative Concentration Pathway) le proiezioni future dell'Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC, 2014) per il periodo 2081-2100, ci prospettano un aumento delle temperature alla scala globale (valore medio tra 0.3 e 1.7 °C) (Figura 1).

A scala locale, il cambiamento climatico produce effetti sulla distribuzione delle temperature (min e max, incremento della media e della varianza delle stesse) e degli apporti pluviometrici giornalieri (riduzione od incremento dei volumi annui totali, cambiamento della distribuzione e dell'intensità degli eventi) durante l'anno.

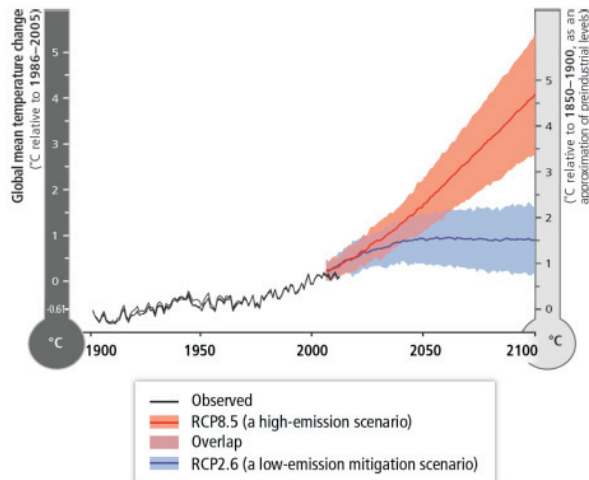


Figura 1 – Proiezioni dell'IPCC relative all'aumento delle temperature medie globali (periodo 1900-2100).

Il risultato finale è che nel futuro prossimo alcune regioni diventeranno più aride ed altre più umide, con un notevole incremento degli eventi estremi (temperature max giornaliera, piogge intense, lunghi periodo di siccità) (Figura 1).

Nell'ambito delle regioni del basso Mediterraneo la combinazione tra le attese temperature più elevate e gli scarsi apporti pluviometrici, avrà un forte impatto sul settore agricolo a causa di un possibile mancato adattamento di alcune delle attuali colture o ad una loro importante riduzione delle produzioni. Va inoltre considerato che, tale settore in futuro si troverà ad affrontare la problematica della riduzione delle superfici coltivabili disponibili (es. a causa del soil sealing, nel 2050 alla scala globale si avrà una riduzione della superficie agricola disponibile passando da 0.45 ha pro-capite del 1961 a 0.1 ha nel 2050, fonte European Commission) e l'incremento della richiesta di beni alimentari primari dovute all'incremento della popolazione (food security).

Diversi approcci sono stati proposti in letteratura per valutare l'impatto del cambiamento climatico sulle colture (quantitativi, qualitativi, statistici, ... etc.), ma in molti parti del sistema Suolo-Pianta-Atmosfera (SPA) determinanti per la valutazione dell'adattamento colturale al cambiamento climatico, essi non sono presi in considerazione. Ad esempio, come riportato in White *et al.*, 2011, la componente suolo e la sua variabilità spaziale viene poco o per nulla tenuta correttamente in considerazione anche a scale importanti (Figura 2).

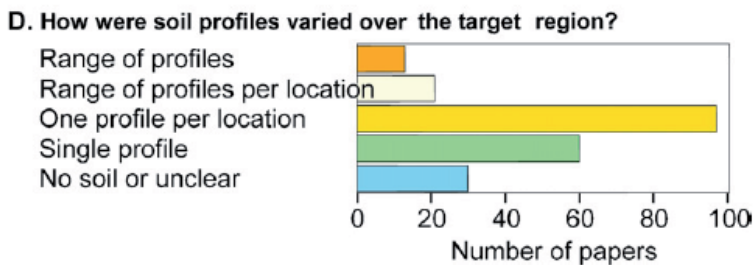


Figura 2 – Come la variazione del suolo viene considerata nei 221 lavori sugli effetti del cambiamento climatico sulla produzione colturale negli studi modellistici analizzati da White *et al.*, 2011.

A fronte dei limiti presenti in molti degli approcci presenti in letteratura, in questo studio, viene proposto un nuovo sistema ibrido di Land Evaluation (HLES) per valutare l'impatto del cambiamento climatico sull'idoneità dei suoli alla coltivazione di una specifica coltura e dei suoi ibridi (11 ibridi di mais appartenenti a tre classi FAO di maturità, 400-500; 700; 800).

La HLES è stata applicata in un'area del sud Italia della regione Campania (Destra Sele, circa 22.000 ha), per lo scenario climatico "futuro" (2021-2050).

Materiali e metodi

La metodologia usata è una Land Evaluation ibrida (HLES, Bonfante *et al.*, 2015) basata su approcci qualitativi e quantitativi, integrati in un'unica procedura sequenziale, applicata ad ogni ibrido di mais per ogni unità di suolo presente nell'area di studio. I passaggi chiave di tale metodologia sono tre:

1. valutazione del soddisfacimento delle esigenze termiche colturali;
2. applicazione di una procedura di Land Evaluation tradizionale (approccio qualitativo), basata sull'individuazione delle caratteristiche del territorio limitanti l'adattamento colturale normalmente non considerate negli approcci modellistici tradizionali (come ad esempio le inondazioni, le pietrosità superficiali, etc.);
3. applicazione di un modello di simulazione del bilancio idrico (SWAP, Kroes *et al.*, 2008) per determinazione del regime idrico del suolo e dell'adattamento colturale essi associato, considerando il 100%, 80% e 60% dell'ipotetica disponibilità idrica (DI) rispetto ai volumi irrigui ottimali (Figura 3).

In particolare in questo ultimo step, gli output del modello vengono confrontati in termini di stress idrico colturale relativo (RETD, Relative Evapotraspiration Deficit), con delle soglie ibrido specifiche di adattamento, determinate dalle yield responses function (Monaco *et al.*, 2014). Tali requisiti sono stati determinati da dati provenienti dalla letteratura scientifica, considerando un livello accettabile di produzione pari al 90%. Maggiori dettagli sulla procedura su Monaco *et al.* 2014, Menenti *et al.* 2014, Bonfante *et al.* 2015.

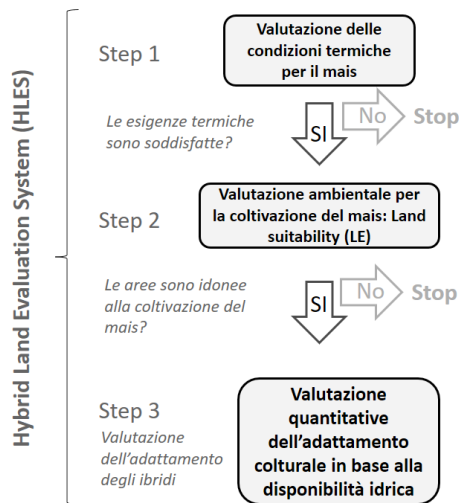


Figura 3 – Schema della procedura utilizzata per HLES.

Il primo step consente di individuare se ci sono limitazioni nelle condizioni termiche per lo sviluppo colturale, e quindi per l'adattamento della pianta al cambiamento climatico rispetto al regime termico atteso attraverso (i) la verifica dei range termici stagionali (temperatura media del ciclo colturale del mais Costantini, 2006), (ii) l'individuazione degli eventi termici estremi durante le fasi fenologiche in cui la pianta è più sensibile (per il mais è stata considerata la fase fenologica della fioritura con un valore soglia di $T_{max} > 32 \text{ }^{\circ}\text{C}$).

Una volta verificato il primo step si passa in modo sequenziale al secondo. In quest'ultimo viene realizzata una valutazione qualitativa delle limitazioni del territorio alla coltivazione della pianta, attraverso una procedura classica di Land Suitability. (vedi tabella 1, Costantini, 2006).

Tabella 1 – Land suitability per la coltivazione del mais.

Caratteristiche del suolo	Classi di Land suitability			
	S1	S2	S3	N
Classe tessiturale	A, AL, FLA, FA, L, FL, AS, F, FAS	FS, SF	S	A _{massivo}
Prof. suolo (cm)	>75	50-75	20-49	<20
Pietrosità superficiale (%)	0-15	16-35	36-55	>55
Materiale grossolano (%)	<15	15-35	36-55	>55
Rischio inondazioni	assente	assente	debole	moderato o alto
pH (H ₂ O)	6.5-7	6-6.4, 4-7, 1-8	<6 - >8	-
C-organico (%)	>1	0.5-1	<0.5	-
CaCO ₃ (%)	<15	15-25	25-35	>35
ESP (%)	<15	15-20	21-25	>25
Salinità (ds/m)	0-4	5-6	7-8	>8
Somma cationi basici (Ca, Mg, K, Na) (cmol+kg ⁻¹ suolo)	>5	3.5-5	2-3.4	<2

Tutti i suoli presenti all'interno dell'area di studio classificati come classe S1 e S2 al secondo step, sono valutati per l'adattamento colturale attraverso un approccio quantitativo. Le informazioni sui suoli dell'area di studio (Destra Sele) sono state ottenute dalla mappa dei suoli (1:50.000) prodotta dalla Regione Campania (1996). Le proprietà idrologiche sono state derivate attraverso funzioni di pedotrasferimento (PTF, HYPRES, Wösten *et al.*, 1998) previamente testata nella stessa area di studio.

I dati climatici futuri sono stati ottenuti nell'ambito del progetto nazionale AGROSCENARI (www.agroscenari.it).

Per ulteriori approfondimenti sulla metodologia utilizzata consultare Bonfante *et al.*, 2015 e Menenti *et al.*, 2014.

Risultati e discussione

Per quanto riguarda lo step 1 non sono emerse limitazioni termiche alla coltivazione del mais, il quale, considerando una data di semina ordinaria tipica dell'area di studio (DOY105), realizza il proprio ciclo colturale tra i 100 ed i 109 giorni (in accordo con il clima annuale e la relativa classe di maturazione FAO considerata).

Dal punto di vista degli estremi termici, durante la fioritura, è emerso che nel clima futuro i probabili giorni con $T_{max} > 32$ °C non saranno molto diversi tra le classi di maturazione, con al massimo 4 eventi.

Dallo step 2 (Figura 4) risulta che all'interno dell'area di studio il 66% della superficie ha moderate limitazioni alla coltivazione del mais (S3, 12260 ha), il 16% lievi (S2, 2874 ha) ed il 18% severe. In quest'ultimo caso le limitazioni ne precludono la coltivazione (N, 3366 ha). Dall'analisi condotta non ci sono aree classificate S1 (senza limitazioni). I principali fattori limitanti del territorio sono stati: pH, sostanza organica del suolo, rischio inondazione e pietrosità.

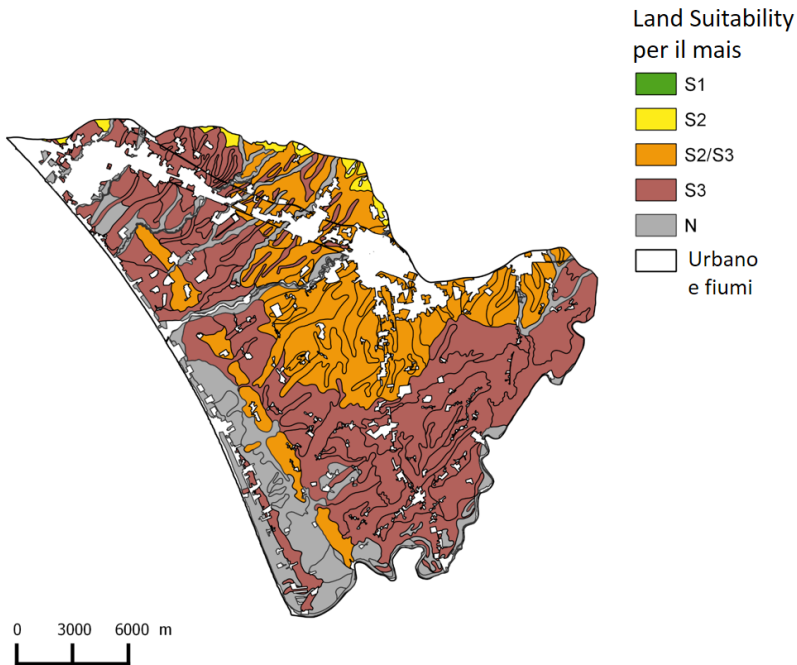


Figura 4 – Mappa della Land Suitability per il mais.

Nel terzo Step, tutte le aree classificate come S1 o S2 dalla classificazione territoriale (16% dell'area di studio) sono state valutate attraverso l'applicazione modellistica. I risultati ottenuti hanno mostrato che nel clima futuro su undici ibridi analizzati (DeKalb 580, Pioneer3394, KaystarKX8615BT, Manuel, NS640, Malthus, SandoxPX74, Kaystar890, Renze9363Bt, Pioneer33B51 and PP700) sei avranno difficoltà ad adattarsi con una disponibilità idrica (DI) dell'80% e sette non soddisferanno i requisiti di adattamento al 60% della DI (Figura 5).

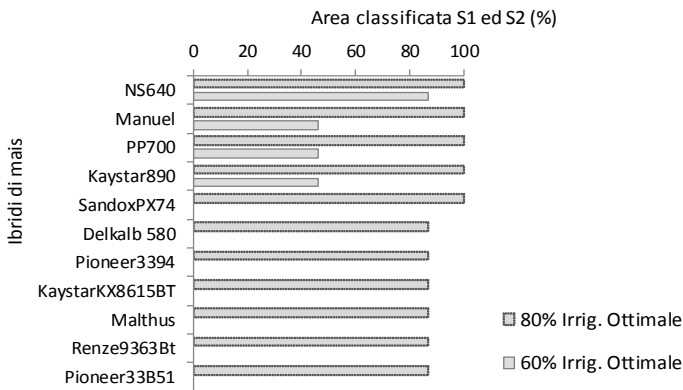


Figura 5 – Adattabilità percentuale degli ibridi alla disponibilità idrica. Due livelli irrigui considerati, 80 e 60% dell’ottimale (Bonfante *et al.*, 2015).

Conclusioni

L’utilizzo dell’approccio HLES, definito come “three step screening alternatives”, consente di combinare metodi quantitativi, semi-quantitativi e meccanicistici (modelli di simulazione del bilancio idrico) per valutare l’adattamento colturale di una specifica coltura ed i suoi ibridi, al cambiamento climatico.

Nello specifico, l’applicazione di tale procedura condotta per il mais (11 ibridi) nell’area di studio Destra Sele ha mostrato che:

- Le future temperature attese non rappresentano un problema per l’adattamento colturale del mais, ma alcuni ibridi potrebbero risentire degli eventuali estremi termici durante la fioritura.
- Il 66% dell’area di studio presenta forti limitazioni alla coltivazione del mais dovute al pH ed il contenuto di sostanza organica del suolo, il rischio inondazione e la pietrosità. Caratteristiche individuabili solo attraverso una procedura qualitativa di Land Evaluation e non attraverso applicazioni modellistiche del sistema suolo-pianta-atmosfera.
- Con l’80% di disponibilità idrica (DI) sull’ottimale per l’irrigazione, cinque ibridi sono adattabili al 100% dell’area S2 (16% area di studio), mentre al 60% della DI setti ibridi non si adattano ed i restanti quattro coprono tra il 7 ed il 14% dell’area di studio.

Va sottolineato come la nuova procedura HLES consente un approccio proattivo ai futuri problemi di allocazione di acqua. Tale procedura fornisce inoltre informazioni per gli studi di modificazione genetica in termini di definizione delle condizioni idrologiche sia per le aree investite con piante autoctone che per le zone dove nuovi ibridi potranno essere introdotti. Inoltre, tale metodologia mostra delle opzioni da esplorare in stretta interazione con gli operatori sul territorio, piuttosto che giudizi a senso unico.

BIBLIOGRAFIA

- Bonfante, A., Monaco, E., Alfieri, S.M., De Lorenzi, F., Manna, P., Basile, A., Bouma, J., 2015. *Climate Change Effects on the Suitability of an Agricultural Area to Maize Cultivation: Application of a New Hybrid Land Evaluation System*. *Advances in Agronomy*, 133, 33-69.
- Costantini, E.A.C., 2006. *Metodi di valutazione dei suoli e delle terre*. In Cantagalli (Ed.), *Collana di metodi analitici per l'agricoltura diretta da Paolo Sequi*, vol. 7. Ministero delle Politiche Agricole, Alimetari e Forestali, Firenze.
- IPCC, 2014. *Climate change 2014: impacts, adaptation and vulnerability. Intergovernmental Panel on Climate Change IPCC WGII AR5 Summary for Policymakers*. Cambridge, UK, Cambridge University.
- Kroes, J.G., Van Dam, J.C., Groenendijk, P., Hendriks, R.F.A., Jacobs, C.M.J., 2008. *SWAP Version 3.2. Theory Description and User Manual*. Alterra Report 1649, p. 262. Wageningen, Alterra.
- Menenti, M., Alfieri, S.M., Bonfante, A., Riccardi, M., Basile, A., Monaco, E., De Michele, C., De Lorenzi, F., 2014. *Adaptation of irrigated and rainfed agriculture to climate change: the vulnerability of production systems and the potential of intraspecific biodiversity (case studies in Italy)*. In *Handbook of Climate Change Adaptation*, Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, p. 1 e p. 35.
- Monaco, E., Bonfante, A., Alfieri, S.M., Basile, A., Menenti, M., De Lorenzi, F., 2014. *Climate change, effective water use for irrigation and adaptability of maize: A case study in southern Italy*, *Biosystems Engineering*, 128, 82- 99.
- Regione Campania, 1996. *I Suoli della Piana in Destra Sele. Progetto carta dei Suoli della Regione Campania in scala 1:50.000 e lotto CP1 e Piana destra Sele (Salerno)*, p. 187.
- White, J.W., Hoogenboom, G., Kimball, B.A., Wall, G.W., 2011. *Methodologies for simulating impacts of climate change on crop production*. *Field Crops Research*, 124(3), 357-368.
- Wösten, J.H.M., Lilly, A., Nemes, A., Le Bas, C., 1998. *Development and use of a database of hydraulic properties of European soils*. *Geoderma*. 90, 169-185.

Characterization of microbial communities in soils of the Fucino plateau, with different culture and in different seasons

Domenico Fantozzi^{1,2}, Federica Matteucci¹, Emanuela Di Salvatore¹, Marisa Terreri², Emanuela Servo², Daniela Maria Spera², Maddalena Del Gallo¹

¹ Dep. MeSVA – University of L'Aquila

² Consorzio di Ricerche Applicate alla Biotecnologia – CRAB di Avezzano (AQ)

* domenico.fantozzi89@gmail.com

Introduction

Soil microorganisms are key components of each agricultural ecosystem and exert multiple functions, from harmful (pathogens) to beneficial ones (i.e. PGPR and pathogens antagonists), with an impact on the yield and crop quality.

The agriculture of the Fucino plateau (L'Aquila, Abruzzi Region, Italy), is a key resource for the local economy. Therefore, is fundamental to preserve soil biodiversity and highlight what are the economic and ecological values of the “services” provided by the soil microorganisms, through their study and their monitoring.

Specifically, this work aims to characterize the autochthonous microbiome through the development of a method that allows correlating the levels of biodiversity with cultivation protocols and/or with specific productions. In particular, it has been paid attention to two plots planted with potato (*Solanum tuberosum*), which together with carrots, is the main culture in Fucino. This approach can of course be applied to other crops, and could become a criterion to identify the peculiarity of a product and its territory or the peculiarity of a product and the agricultural practice.

Interest in soil biodiversity and its protection is increasing and soil microorganisms are considered more and more important for the economic and ecological values of the “services” they provided. Soil biodiversity monitoring is fundamental for the early detection of dangerous situations, pollution, or ecosystem imbalances, to apply preventive measures.

For years, soil scientists tried to characterize microbial communities with methods based on isolation and cultivation of microorganisms. The problem with these techniques is that they are too selective and not representative of the entire community, in fact, bacteria that can grow in laboratory conditions may represent between 0.1% and 10% of the total diversity of a given area (Gardi *et al.*, 2009).

Molecular biology progress in recent years (including DNA extraction, amplification with the polymerase chain reaction, cloning and DNA sequencing techniques, those of the latest generation, in particular) have made possible the development of methods of study and analysis that do not require isolation and cultivation, reducing errors, and opening up a new terrain of investigation.

These techniques, in fact, provide information on the structure and composition of the entire microbial community by providing data such as species richness and evenness (Fatima *et al.*, 2014), until now almost impossible to obtain.

Already in 1993, Muyzer *et al.* apply the DGGE to genes amplicons encoding the bacterial *16s rRNA* as a method to characterize microbial communities, analyzing their genetic diversity (Muyzer *et al.*, 1993).

In the following year, they have identified the species of the community by sequencing its bands. (Muyzer and De Waal, 1994). Since then, this technique – that combines PCR and DGGE – was applied in various field to monitor the trends of microbial communities on various matrices.

Nakatsu *et al.* (2000) published an interesting analysis on different soils both in Norway and in the United States, cultivated, plowed, uncultured, and a soil contaminated with polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). The results show that the method, although it does not allow to analyze the entire metagenome of the sample (Nesme *et al.*, 2016) is reliable to analyze the microbial diversity of soils.

This methodology has been applied over the years, in various areas: it has proven, for example, to be suitable for monitoring microbial communities at various stages of wastewater plant for the treatment of sludge of industrial origin (Moretti *et al.*, 2016), or in two aerated lagoons of a civil wastewater treatment plant (Moura *et al.*, 2009). In another study this technique was applied to a particular treatment of waste process: to analyze the performance and the stability of the microbial community during a thermophilic aerobic digestion. PCR and PCR-DGGE techniques have been evaluated to monitor biodiversity indexes within an ATAD (autothermal thermophilic aerobic digestion) system treating domestic sludge for land spread, by examining microbial dynamics in response to elevated temperatures during treatment (Piterina and Pembroke, 2013).

Concerning soil microbiology, among the numerous articles dealing with the characterization of bacterial communities of the soil, is interesting the work of Wallis *et al.* (2010) in which they analyzed, always by PCR-DGGE, the utilization and the effects on biodiversity of different management in agricultural soils. Statistical analysis shows that the physico-chemical characteristics of the soil are significantly related to the composition of the microbial community. The same correlation was found, in a more recent work, between the physico-chemical parameters of the soil and the diversity indices resulting from the DGGE (Huhe *et al.*, 2014); the purpose of this work was to evaluate the effects of the abandonment of farmland soils in Mongolia. In the Fucino plateau, while some works based on physico-chemical and pedological soil analyses are present in the literature (Petitta, 2009; Chiuchiarelli *et al.*, 2006), a microbiological characterizations of bacterial communities seem to have been never carried out.

Materials and methods

Sampling

To analyze the seasonal variability, samplings were made in both 2014-2015 seasons, on two plots both cultivated with *Solanum tuberosum* (cv Agria) and conducted with the

same agronomic practices. Soil sampling was carried at the beginning of September, in similar climatic conditions, characterized by periods of low rainfall. In 2015 season, the microbial biodiversity pre- and post-harvest was also analyzed by an additional sampling carried out in June.

To each plots five sampling points, randomly distributed, were chosen; at the laboratory, samples from each plot were then gathered and homogenized prior to DNA extraction.

DNA extraction

The DNA was extracted with kit “ZR Soil Microbe DNA MicroPrep™” able to remove humic acids and other substances present in the soil that may interfere with the PCR. DNA is extracted by filtration, centrifugation and the use of buffers and washing solutions. A UV-VIS NanoDrop 2000 checked DNA for purity and concentration.

Polymerase Chain Reaction (PCR)

PCR was used to amplify a specific DNA region, whom we know downstream and upstream sequences.

In our case, it was amplified the V3 sequence of the bacterial *16S-rRNA* gene, a highly conserved region among different taxa, therefore, well adapted to taxonomic studies. We utilized primers 341f-GC (corresponding to position 341-359 in *E. Coli*) and 518r (corresponding to position 518-534 in *E. Coli*), specific for the sequence of interest, including the positions between 341 and 518. At the primer forward we added, in position 5', the GC-clamp sequence (Muyzer *et al.*, 1993). This is a short sequence (about 40bp) rich in G and C, which is incorporated to provide a sequence that do not denature in the gradient gel. In this way, the capacity of DGGE resolution increases, since dsDNA sequences stop in the gradient at the point corresponding to the formation of the partially denatured form.

The primers were diluted in double-distilled sterile water, up to 20 μ M final concentration. The Master Mix, 50 μ L, was prepared in ice and contained: 2 μ L DNA sample, 25 μ L Taq polymerase (2x BioMix™), 1 μ L of forward primer 341F-GC, 1 μ L of reverse primer 518r, 21 μ L of double-distilled sterile water. The PCR was run for 5 min at 95 °C, then 30 cycles (1 min at 95 °C, 1 min at 56 °C, 15 min at 72°) and finally 10 min at 72 °C.

PCR products where then purified by a GeneAll™ kit.

Denaturing Gradient Gel Electrophoresis (DGGE)

Amplified DNA was subjected to DGGE, 18 hours, 60 V at 60 °C, with denaturing gradient gel that allows the separation of DNA fragments of equal length but of different sequence (Table 1).

The gel containing the different bands of DNA, after staining with Gel Red and rinsing with distilled water, was analyzed under an UV trans-illuminator connected with the ImageLab 3.0 software that distinguishes the different bands and quantifies their intensity, position and thickness, to calculate the different ecological indices.

Table 1 – DGGE reagents.

	35% (low)	65% (high)
Urea	3.675 g	6.825 g
Acrylamide 40%	5 mL	5 mL
Formamide 7M	3.5 mL	6.5 mL
TAE buffer 50X	500 μ L	500 μ L
H ₂ O	up to 25 mL	up to 25 mL
APS (10%)	150 μ L	150 μ L
TemEd	15 μ L	15 μ L

The first is the index of Simpson Diversity (**1-D**), expressed mathematically with the formula $D = \sum (n_i/N)^2$, where n_i is the number of individuals of the species and **N** is the number of individuals of all species: this index indicates the probability that two individuals randomly chosen in a given sample belong to the same species. It is generally used in the complementary form **1-D**, in which higher values indicate a better biodiversity in the examined environment.

From the diversity index is possible to calculate the Simpson uniformity Index (**Ed**). High values of this index indicate that all species are present with the same number of individuals, while low values indicate one or a few species much more abundant than the others.

Another useful index in the description of the total diversity of the sample analyzed is the Range-weighted-richness in species (**Rr**). This index provides information on the relative abundance of species present in each sample. In the case of DGGE it is expressed mathematically by the total number of bands multiplied by the percentage of denaturant gradient necessary to represent the total diversity of the sample analyzed. A $Rr < 10$ can represent a particularly adverse environments; values of Rr comprised between 10 and 30 may be related to a medium richness in species on average, while a $Rr > 30$ is typical of highly suitable environments with high microbial diversity (Marzorati *et al.*, 2008).

Finally, through the Pareto-Lorenz Evenness curve, it is possible analyze the functional organization (**Fo**) of the community. Higher is the deviation of the curve from the theoretical line of perfect evenness (line at 45°), better is the functional organization of the community (Dejonghe *et al.*, 2001).

Results and discussion

Analysis of the data shows a significant increase in species richness between the two annuities, most likely due to increased organic matter (Figure 1a).

The Simpson indices show an increase in diversity in the 2015 season, but a decrease in the uniformity of the bacterial communities (Figure 1b). Although the 1-D index seems to be positively correlated with the organic matter present in the soil, the uni-

formity index does not seem to keep the same trend. Further sampling and a greater amount of data is needed to define a sharper and more precise temporal trend. To a decrease in the functional organization value, there is an increase in the community evenness. Thus, the decrease observed between the seasons 2014 and 2015 is in agreement with an improvement of biodiversity in these soils, despite the lack of crop rotation.

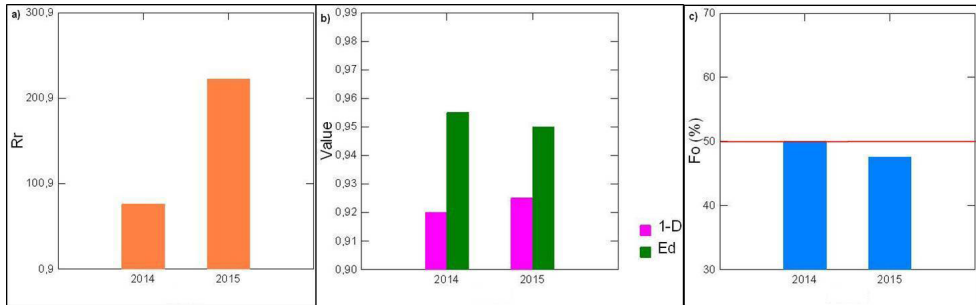


Figure 1 – Mean values of the Range-weighted-richness in species (Rr), (a) Simpson's Diversity Index and Uniformity (b) and Functional Organization (c) in two different years.

The analysis of the pre-harvest and post-harvest data shows a general decrease in the diversity indexes.

The number of species decreases after the potato harvest (Figure 2a): this may be due to the removal of the bacterial species associated with the plant. The concordant decrease in diversity index and Simpson evenness (Figure 2b) could possibly indicate a negative influence of agricultural practices on the bacterial community biodiversity; this can be due to a great exploitation of the land in a very short period. It can be interesting to investigate this possible influence. However, we cannot exclude fluctuations of the indexes related to the season and the climatic conditions.

The low rainfall on the summer after which we sampled, could be grounds for a reduction of biodiversity, due to the adverse conditions.

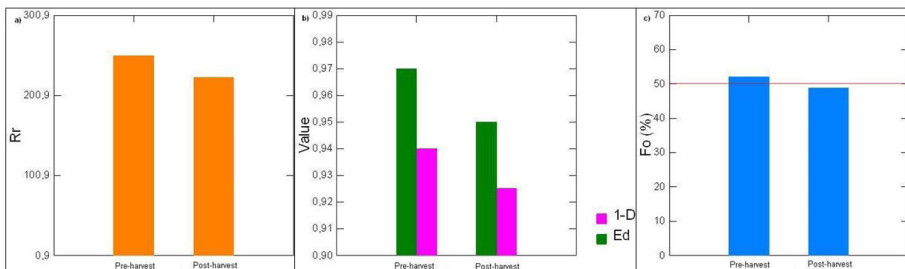


Figure 2 – Mean values of the Indexes with regard to periods pre- and post-harvest.

However, this hypothesis is not endorsed by the Fo index, which even falls below the threshold value of 50% (characteristic of environments subjected to a possible stress).

In other words, the evenness of the bacterial community increases after harvesting. There is therefore a more uniform distribution of individuals in different species.

Conclusions

This work represents a first approach to the characterization of the microbiome of agricultural soils in Fucino, the bacterial communities in particular. Further studies are underway both to extend the search to other typical crops of the plateau, and considering seasonal and annual diversity, for a continuous monitoring of soil biodiversity. The sampling should be extended to a larger area for a better statistical significance of the ecological indices and limiting errors associated with external factors. An abundant fertilization, for example, especially a natural one, could lead to an increase in the richness in species, even at the expense of the microbial community diversity, situation found in our results.

However, the ecosystems analyzed, despite the lack of rotation of the crop, show a high resilience, detectable in good levels of microbial diversity.

REFERENCES

- Chiuchiarelli, I., Paolanti, M., Riviaccio, R., Santucci, S., 2006. *Suoli e paesaggi d'Abruzzo – Carta dei suoli d'Abruzzo, in scala 1:250.000*. Agenzia Regionale per i servizi di sviluppo agricolo, della regione Abruzzo (ARSSA). Centro Studi SAPA.
- Dejonghe, W., Boon, N., Seghers, D., Top, E.M., Verstraete, W. 2001. *Bioaugmentation of soils by increasing microbial richness: missing links*. Environ. Microbiol. 3, 649-657.
- Fatima, F., Pathak, N., Verma, S.R. 2014. *An Improved Method for Soil DNA Extraction to Study the Microbial Assortment within Rhizospheric Region*. On line Mol. Biol. Int. DOI: 10.1155/2014/518960.
- Gardi, C., Montanarella, L. 2009. *Soil biodiversity monitoring in Europe: ongoing activities and challenges*. Eur. J. Soil Sci. 60, 807-819.
- Huhe, Borjigin, S., Cheng, Y., Nomura, N., Nakajima, T., Nakamura, T., Uchiyama, H., 2014. *Effect of Abandonment on Diversity and Abundance of Free-Living Nitrogen-Fixing Bacteria and Total Bacteria in the Cropland Soils of HulunBuir, Inner Mongolia* – PLoS One, 2014, 9(9): e106714.
- Marzorati, M., Wittebolle, L., Boon, N., Daffonchio, D., Verstraete, W., 2008. *How to get more out of molecular fingerprints: practical tools for microbial ecology*. Environ. Microbiol. 10, 1571-1581.
- Moretti, G., Matteucci, F., Ercole, C., Vegliò, F., Del Gallo, M., 2016. *Microbial community distribution and genetic analysis in a sludge active treatment for a complex industrial wastewater: a study using microbiological and molecular analysis and principal component analysis*. 66, 397-405.
- Moura, A., Tacao, M., Henriques, I., Correia, A.C.M., 2009. *Characterization of bacterial diversity in two aerated lagoons of a wastewater treatment plant using PCR–DGGE analysis*. Microbiol. Research 164, 560-569.
- Muyzer, G., de Waal, E.C., 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*. Appl. Environ. Microbiol. 59, 695-700.
- Muyzer, G., deWaal, E.C., 1994. *Determination of the genetic diversity of microbial communities using DGGE analysis of PCR amplified 16S rRNA*. In L.J. Stal and P. Caumette (Eds.), *Microbial Mats*. NATO ASI Series G35, 207-214.
 - Nakatsu, C.H., Torsvik, V., Ovreas, L., 2000. *Soil Community Analysis Using DGGE of 16S rDNA Polymerase Chain Reaction Products*. Soil Sci. Soc. Am. J. 64, 1382-1388. DOI: 10.2136/sssaj2000.6441382x.
 - Nesme, J., Achouak, W., Agathos, S.N., Bailey, M., Baldrian, P., Brunel, D., Frostegård, Å., Heulin, T., Jansson, J.K., Jurkevitch, E., Kruus, K.L., Kowalchuk, G.A., Lagares, A., Lappin-Scott, H.M., Lemanceau, P., Le Paslier, D., Mandic-Mulec, I., Murrell, J.C., Myrold, D.D., Nalin, R., Nannipieri, P., Neufeld, J.D., O'Gara, F., Parnell, J.J., Pühler, A., Pylro, V., Ramos, J.L., Roesch, L.F.W., Schloter, M., Schleper, C., Sczyrba, A., Sessitsch, A., Sjöling, S., Sørensen, J., Sørensen, S.J., Tebbe, C.C., Topp, E., Tsiamis, G., van Elsas, J.D., van Keulen, G., Widmer, F., Wagner, M., Zhang, T., Zhang, X., Zhao, L., Zhu, Y-G., Vogel, T.M., Simonet, P., 2016. *Back to the future of soil metagenomics*. Front. Microbiol. 7:73. DOI: 10.3389/fmicb.2016.00073.
 - Petitta, M. 2009. *Impact of farming on the water resources of the Fucino plain (central Italy)*. Italian J. Engin. Geol. Environ., 2 DOI: 10.4408/IJEGE.2009-02.O-05.
 - Piterina, A.V., Pembroke, J.T., 2013. *Use of PCR-DGGE Based Molecular Methods to Analyse Microbial Community Diversity and Stability during the Thermophilic Stages of an ATAD Wastewater Sludge Treatment Process as an Aid to Performance Monitoring*. ISRN Biotechnology, 1-3. DOI: org/10.5402/2013/162645.
 - Wallis, P.H., Haynes, R.J., Hunter, C.H., Morris, C.D., 2010. *Effect of land use and management on soil bacterial biodiversity as measured by PCR-DGGE*. Appl. Soil Ecol. 46, 147-150.

Soil fauna contribution to soil physical quality: an experimental approach with 3D image analysis

Gilda Buscemi¹, Laura Gargiulo², Giacomo Mele², Silvia Alfieri³, Fabio Terribile¹

¹ Dipartimento di Agraria, Università Federico II di Napoli, Portici (NA)

² Istituto per i Sistemi Agricoli e Forestali del Mediterraneo, Consiglio Nazionale delle Ricerche, CNR-ISAFOM, Ercolano (NA)

³ Department of Geoscience and Remote Sensing, University of Technology, Delft (Netherlands)

* ilda.buscemi@unina.it

Introduction

The definition of “ecosystem engineers” has deeply influenced our assessment of the role of organisms in ecosystem functioning (Jones *et al.*, 1994). Ecosystem engineers are organisms that directly or indirectly modulate the availability of resources to other species, by causing physical state changes in biotic or abiotic materials (Jones *et al.*, 1994, 1997). They are primarily physical engineers, building resistant soil aggregates and pores. In that way, ecosystem engineers plays a key role in the formation of soil structure, providing an important contribution to the soil physical quality. In fact soil structure affects the soil ability to sustain animal and plant life necessary to maintaining agricultural productivity and environmental quality.

Lavelle (2002) deduced that in soil the relative importance of regulation imposed by ecosystem engineering is likely to be greater than regulation by trophic relationships, because of the specific ecological constraints observed in this environment when compared to above-ground conditions.

Some organisms are no longer considered to play a role only as elements of a food web, but they are studied from the viewpoint of being responsible for altering ecosystem dynamics through the modification, maintenance and/or creation of habitats for other organisms in the ecosystem. Earthworms are well known ecosystem engineers, however other species of macrofauna contribute to change the soil pore system by means of their burrowing activities.

The X-ray tomography is a technique increasingly used to obtain non-destructive analysis of the pore networks produced by earthworms (Pagenkemper *et al.*, 2015; Whalen *et al.*, 2015; Capowiez *et al.*, 2014, 2015; Auclerc *et al.*, 2013).

In this work it was developed an experimental approach based on the use of repacked soil mesocosms prepared in order to identify and quantify the contribution of different taxa of macrofauna to soil structure changes.

At the end of the incubation period in the field or in the laboratory mesocosms were subjected to X-ray tomography. The resulting images were processed in order to obtain three-dimensional reconstructions and analysis of the identified biopores. Here are shown preliminary results about 5 mesocosms regarding 6 different species, both adult and larvae individuals.

Materials and methods

The soil fauna collection was performed utilizing pitfall traps with sugary solution in order to attract the fauna inside (Cini *et al.*, 2012; Peter J. Landolt *et al.*, 2011; Peter J. Landolt *et al.*, 2012). Every 3-4 days the soil fauna was collected live from traps and used for the inoculum in the mesocosms. Before the inoculum tests the body size of the soil fauna individuals was measured (see Table 1).

We used a short-term mesocosm experiment. Three different types of mesocosms were constructed. These have been developed based on different existent techniques (Berlese, 1905; Tullgren, 1918; Parisi, 2001; Cameron *et al.*, 2013). Three different methods, three different construction for three different purpose. Each mesocosm consisted of an open-ended system. Every system was composed of three PVC tubes. The big one was of 6,3 cm diameter, 6/8 cm high. The small one was of 4 cm diameter, 6/8 cm high. The third system (the traps) have different size, from 6,3 cm to 7 cm of diameter, for 8 cm to 10 cm high. All the mesocosms were composed of three different parts (tubes): “source tube”, “test tube” and “destination tube”.

The first test was the “Inoculum in lab”. The experimental test took place in a climatic chamber in order to keep unvaried some climatic variables. In lab the mesocosms were positioned horizontally in order to prevent the soil slipping. Above the system we put an incandescence light bulb (from 25 to 40 Watt). The purpose was to dry the soil on the top in order to induce the soil fauna to enter inside the Test tube. Distilled water was frequently added in all the mesocosms to maintain constant the soil moisture. The “destination tube” was connected to a container with an “fauna-attractive” sugary solution, in order to attract the fauna.

The second test was the “Inoculum in the field”. The fauna was mixed with soil and inoculated in the “source tube” covered with a 0.25 mm nylon gauze in order to allow the entry of air and light, and to avoid the escape of fauna. In this case all systems were mounted in vertical. The whole system was embedded in soil in different locations in field.

The third test was performed with the “traps”. The “test tube” was prepared using soil without inoculation of fauna. The tube system was embedded in soil to a depth of 10cm in order to act as a trap in which soil fauna can enter and burrowing inside of it.

After 15 days of incubation the mesocosms have been collected.

After verifying the presence of soil fauna in the “destination tubes”, the “test tubes” with soil fauna were imaged using the medical X-ray TAC Discovery CT750 HD (General Electric) with source power set at 120 kV and current of 10 mA. The images were acquired at a resolution of 200 μm .

Three-dimensional image processing was used in order to obtain 3D reconstructions of the porous phase of the soil cores. After an adaptive thresholding of the images, image analysis of the identified biopores was performed.

Pore size distribution of the biopores was determined using the own-developed software Conmorph, through the iterative application of the “opening” algorithm which

classifies the porous phase according to the spacing from the walls (Gargiulo *et al.*, 2015). The “individual burrowing intensity” was then calculated as the ratio between the total bio pore volume and the body volume of the tested fauna.

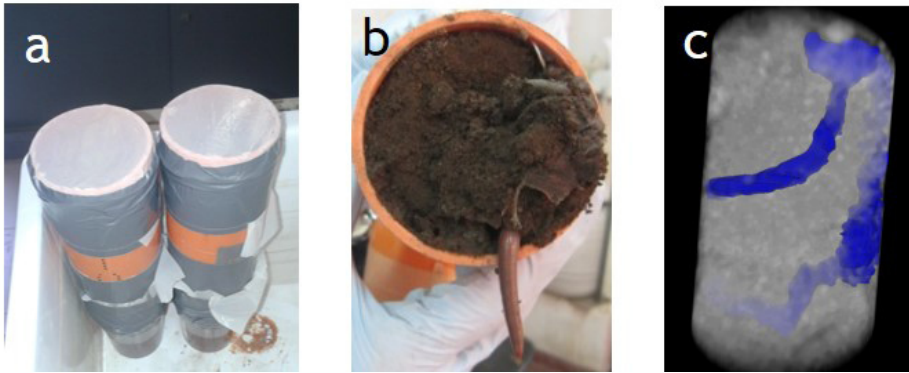


Figure 1 – Mesocosms for the inoculum in field (a), “test tube” after the incubation (b), 3D imaging of biopores in the “test tube” (c).

Results and discussion

Regarding the experimental setup, the chosen laboratory conditions provided good results mainly for earthworms, while the inoculum in field conditions resulted more effective for all the studied taxa. An example of the identification of the contribution of each species to the soil pore system within each sample is shown in blue in figure 1c. In table 1 are shown the data regarding the size of some of the used individuals and the relative “individual burrowing intensity” which quantifies the contribution of each taxa to the porosity production. Embiopetera has shown an individual burrowing density of one order of magnitude higher than the other taxa. Comparing *Lombricus* results it can be noted that individual burrowing density seems to be inversely correlated to the individual size.

Table1 – Soil fauna size vs burrowing activity.

	Embioptera	Isopoda	Diplopoda	Lombricus	Coleoptera larvae	Lombricus (Trapp)
Diameter (mm)	2.6	3.6	3.5	4.8	2.5	2.8
Length (mm)	15.6	8.3	43	80	44	50
Volume (mm ³)	82.8	47.1	413.5	1446.9	215.9	307.7
Individual burrowing intensity	152.4	9.5	18.6	5.30	14.2	10.0

For the porous phase produced by each taxa the pore size distribution was determined in order to quantify in detail the pore pore system induced by the species. The figure 2 shows the biopore size distributions of the tested soil fauna species.

The Embioptera produced a multimodal biopore size distribution, ranging from 1.2mm to 8.4mm pore size classes, with the highest modal value of 2.4mm. This value correspond to the diameter of the body. Moreover the large pore size range is well correlated to the very high value of the individual burrowing intensity. As it was possible to observe from the 3D reconstruction of the produced biopores, Embioptera created also large pore chambers which correspond to the lower modal value in the biopore size distribution.

For the Lumbricus, the biopore size distribution shows that the inoculated individual contributed to the pore production in the 1.2-7.2mm pore size range. The biopore size distribution resulted multimodal with a maximum modal value at 4.8 mm (according to the individual body size).

For Isopoda (16 individuals inoculated), the biopore size distribution resulted unimodal, with a shift toward smaller pore size classes respect to the earthworm. The porosity produced by the isopoda individuals regards the 1.2-3.6mm pore size range with a peak around 1.2mm.

Even for the Diplopoda the biopore size distribution resulted unimodal ranging from 1.2 and 4.8mm pore size classes, with a maximum at 2.4mm.

In figure 2 is reported as example of the biopore size distributions of two different species founded in the traps, an earthworm and a Coleoptera larva. The individuals of these two species were very similar in shape and size, but it can be noted that the two taxa produced different biopore size distributions which cover different pore size classes. The earthworm produced a biopore size distribution which ranges from 1.2mm to 4.8mm with a modal value at 3.6mm. The Coleoptera larva produced an unimodal biopore size distribution with a peak at 2.4mm pore size class. In both cases the modal values correspond to the diameter of the founded individuals.

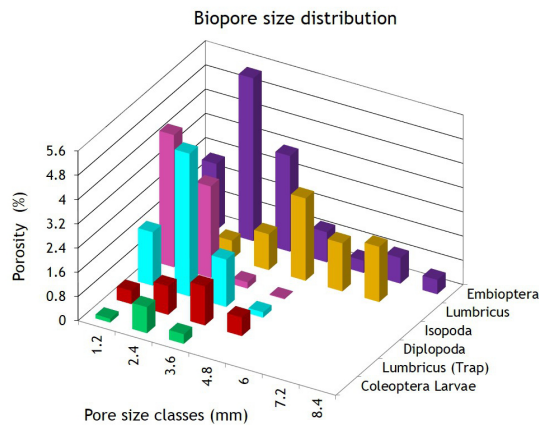


Figure 2 – Pore size distribution made by different fauna species.

As shown by the figure 2, it's important to notice that the presence of different fauna groups, in the natural condition, could increase multimodality of the soil pore size distribution, also contributing to a greater heterogeneity of the structure, therefore to the physical soil fertility.

Conclusions

The different inoculation techniques (in lab or in the field) tested in this preliminary work, have been found appropriate for the identification and the quantification of the contribution of different taxonomic groups of macrofauna to soil pore system formation. The preparation of traps and the identification of different contributions to the soil pore system formation can be employed for the identification and quantification of different biological activities in natural conditions. Unlike the current literature, which is focused on the study of earthworms as “excellence ecosystem engineers”, in this work we wanted to evaluate the contribution of other soil fauna taxa in order to obtain a more complete outline for a better use of the fauna for soil quality improvement. Moreover published works on the relationship between soil fauna and soil structure are often more descriptive, they do not provide data directly related to the soil functions. The characterization of the soil structure by means of the pore size distribution based on the use of mathematical morphology algorithms has the potential to quantify the impact of the biological activity on many soil functional aspects (e.g. transport of fluids and solutes, creating new habitats). The results obtained by this new approach have the advantage they could be directly implemented in physically based models that simulate soil processes.

REFERENCES

- Cini *et al.*, 2012. *A review of the invasion of Drosophila suzukii in Europe and a draft research agenda for integrated pest management*. Bulletin of Insectology 65 (1): 149-160, 2012 ISSN 1721-8861.
- Auclerc *et al.*, 2013. *Application of X-ray tomography to evaluate liming impact on earthworm burrowing activity in an acidic forest soil under laboratory conditions*. Geoderma, 202, 45-50.
- Berlese, 1905. *Apparecchio per raccogliere presto ed in gran numero piccoli artropodi*. Redia, 2: 85-89.
- Cameron *et al.*, 2013. *Effects of an Ecosystem Engineer on Belowground Movement of Microarthropods*. PLoS ONE 8(4): e62796.doi:10.1371/journal.pone.0062796 .
- Capowiez *et al.*, 2015. *Morphological and functional characterisation of the burrow systems of six earthworm species (Lumbricidae)*. Biology and Fertility of Soils, 51(7), 869-877.
- Capowiez *et al.*, 2014. *Burrow systems of endogeic earthworms: effects of earthworm abundance and consequences for soil water infiltration*. Pedobiologia, 57(4), 303-309.
- Gargiulo *et al.*, 2015. *The role of rock fragments in crack and soil structure development: a laboratory experiment with a Vertisol*. European Journal of Soil Science, 66(4), 757-766. ISO 690.
- Jones *et al.*, 1994. *Organisms as ecosystem engineers*. Oikos 69, 373-386.

- Jones *et al.*, 1997. *Positive and negative effects of organisms as physical ecosystem engineers*. Ecology 78, 1946-1957.
- Landolt *et al.*, 2011. *Trapping spotted wing drosophila, Drosophila suzukii (Matsumura) (Diptera: Drosophilidae), with combinations of vinegar and wine, and acetic acid and ethanol*. Journal of Applied Entomology: doi.10.1111/j.1439-0418.2011.01646.x.
- Landolt *et al.*, 2012. *Spotted wing Drosophila, Drosophila suzukii (Diptera: Drosophilidae), trapped with combinations of wines and vinegars*. Florida Entomologist 95(2).
- Pagenkemper *et al.*, 2015. *The effect of earthworm activity on soil bioporosity – Investigated with X-ray computed tomography and endoscopy*. Soil and Tillage Research, 146, 79-88.
- Tullgren, 1917. *Ein sehr einfacher Ausleseapparat für terricole Tiermormen*. Zeitschrift Angewandte Entomologie, 4:149-150.
- Parisi, 2001. *La qualità biologica del suolo. Un metodo basato sui microartropodi*. Acta Naturalia de "L'Ateneo Parmense", 37, nn. 3/4:97-106.
- Whalen *et al.*, 2015. *Burrow refilling behavior of Aporectodea turgida (Eisen) and Lumbricus terrestris L. as revealed by X-ray computed tomography scanning: Graphical and quantitative analyses*. Canadian Journal of Soil Science, 95(3), 231-235.

Influenza della microtopografia e della variabilità stagionale sul ciclo di carbonio e azoto in suoli del piano subalpino

Emanuele Pintaldi¹, Gianluca Filippa², Consolata Siniscalco³, Michele Freppaz¹

¹ Dipartimento di Scienze Agrarie, Forestali e Alimentari, Università degli Studi di Torino

² Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente della Valle D'Aosta, ARPA VdA

³ Dipartimento di Scienze della Vita e Biologia dei Sistemi, Università degli Studi di Torino

* Autore corrispondente: emanuele.pintaldi@unito.it

Introduzione

I cuscinetti erbosi (*earth hummocks*) sono piccoli monticelli di origine criogenica, generalmente di altezza inferiore ad 1.5 m (Grab, 2005), coperti da vegetazione erbacea, riuniti a gruppi solitamente in pascoli o aree umide con pendenze deboli o nulle.

Queste formazioni sono strettamente legate ai processi di crioturbazione, indotti dalla presenza stagionale del gelo e influenzati dal contenuto di umidità del suolo, con o senza permafrost (Van Vliet-Lanoë, 2014). Il fenomeno dei cuscinetti erbosi è ampiamente diffuso, soprattutto alle latitudini elevate (e.g., Tarnocai e Zoltai, 1978; Luoto e Seppälä, 2002; Kviderová *et al.*, 2011; Van Vliet-Lanoë *et al.*, 1998), tuttavia la loro presenza è stata riportata sovente anche negli ambienti alpini e subalpini dell'emisfero settentrionale (e.g. Treml *et al.*, 2010) e meridionale (e.g., Mark, 1994; Scott *et al.*, 2008; Grab, 1994, 2005) e nelle aree tropicali (Grab, 2002). Esistono molteplici teorie relative ai meccanismi di formazione degli *hummocks*. La teoria dei sollevamenti differenziali da gelo è quella maggiormente riconosciuta (Van Vliet-Lanoë, 1991; Grab, 2005), tuttavia esistono altre teorie tra cui la crioespulsione di clasti (Van Vliet-Lanoë e Seppälä, 2002), la pressione idrostatica o criostatica (Lundqvist, 1969; Tarnocai e Zoltai, 1978) e il modello di circolazione cellulare (Mackay, 1980). Le numerose teorie di formazione degli *hummocks*, dimostrano che esiste ancora una certa incertezza relativa alla loro formazione, tuttavia è probabile che essi abbiano uno sviluppo poligenico (Beschel, 1966; Grab, 2005). La presenza di cuscinetti erbosi è stata riscontrata su diversi materiali a tessitura fine, suscettibili ai fenomeni di crioturbazione, quali torba e suoli minerali di origine glaciale (Grab, 2005), spesso caratterizzati da un elevato contenuto di limo e argilla.

A seguito della crioturbazione, sovente, i suoli a cuscinetti erbosi presentano lungo il profilo orizzonti superficiali sepolti o lenti di sostanza organica e cenere convoluti (e.g., Schunke, 1977; Zoltai and Tarnocai, 1981; Scotter e Zoltai, 1982; Ellis, 1983; Schunke e Zoltai, 1988; Van Vliet-Lanoë, 1991; Gerrard, 1992; Van Vliet-Lanoë *et al.*, 1998). Gli *hummocks* privi di segni recenti di attività sono considerati forme relitte di un passato con condizioni climatiche più fredde (McCraw, 1959; Billings e Mark, 1961; Mark e Bliss, 1970). La presenza di cuscinetti erbosi risulta essere maggiore in quelle aree in cui la copertura nevosa è ridotta o redistribuita dal vento (Schunke e Zoltai, 1988) in particolare sugli apici degli *hummocks* la copertura nevosa è minore ed ha durata inferiore rispetto alle zone di *interhummocks* (depressioni tra *hummocks* consecutivi).

Tale differenza, associata al potere isolante del manto nevoso, crea sensibili differenze di temperatura, in particolare durante il periodo autunnale e all'inizio dell'inverno: le zone di *interhummocks* risultano essere generalmente più calde (Mark, 1994; Grab, 1997) e rimangono prevalentemente non congelate, mentre gli *hummocks* rimangono congelati per diverse settimane (e.g., Van Vliet-Lanoë, 1991; Mark, 1994; Grab, 1997). Quando il differenziale di temperatura tra *hummocks* ed *interhummocks* è significativo, si creano le condizioni favorevoli al mantenimento della microtopografia esistente (Mark, 1994; Grab, 1997). Per quanto riguarda la vegetazione, essa è considerata un fattore importante nella formazione (Tyrtikov, 1969) e nello sviluppo degli *hummocks* (Schunke e Zoltai, 1988). Tyrtikov (1969) suggerisce che la vegetazione modifica le caratteristiche di congelamento del suolo, influenzando la formazione degli *hummocks*. La microtopografia influenza i processi di trasformazione e ritenzione dell'azoto del suolo (Reddy e Patrick, 1984, Ford *et al.*, 2007), la distribuzione della tessitura (Grab, 1997), la densità apparente (Benscoter *et al.*, 2005; Quinton e Marsh, 1998), l'umidità (Admiral e Lafleur, 2007; Quinton e Marsh, 1998), la temperatura degli *hummocks* (Mark, 1994, Grab, 1997, Scott *et al.*, 2008) e la quantità di radiazione incidente (Shen *et al.*, 2006). Tutti questi fattori influenzano la varietà delle specie vegetali contribuendo alla formazione di microambienti unici in cui alcune specie si adattano meglio di altre (Ashworth, 1997; Smith, 2011). A tal proposito Biasi *et al.* (2005) riportano che le zone di *interhummock* sono generalmente dominate dai muschi, i quali agendo da isolanti termici, diminuiscono le temperature estive del suolo favorendo ulteriormente l'eterogeneità ambientale (Longton, 1988), mentre gli *hummocks*, caratterizzati da temperature più calde durante la stagione di crescita (Zoltai e Tarnocai, 1974), sono soprattutto dominati da carici, erbe ed arbusti nani. La microtopografia degli *hummocks* può pertanto essere un fattore in grado di incrementare la biodiversità vegetale ad una scala spaziale ridotta (Smith, 2011), la quale a sua volta, influenza la decomposizione della lettiera e il ciclo dei nutrienti.

Gli effetti dovuti all'interazione di microtopografia, suolo e vegetazione variano notevolmente a seconda del bioma considerato, pertanto delle analisi sito-specifiche sono necessarie, in particolare nelle aree alpine. Sulla base di tali considerazioni lo scopo del presente lavoro è quello di valutare gli effetti indotti dalla microtopografia e dalla variabilità stagionale, sulle caratteristiche chimico-fisiche del suolo e sulla copertura vegetale in una prateria del piano subalpino. Lo studio si prefigge di indagare le cause che determinano la particolare distribuzione spaziale della vegetazione, probabilmente dovuta alle peculiari condizioni microclimatiche indotte dalla microtopografia, la quale, in associazione con la variabilità stagionale, è in grado di influenzare il ciclo dei principali macroelementi (C,N) del suolo e la distribuzione specifica della vegetazione.

Materiali e metodi

Il sito, fonte di studio, è una prateria subalpina, soggetta a pascolamento bovino fino al 2007, anno cui l'area è stata delimitata dall'ARPA Valle d'Aosta per la realizzazione di un sito sperimentale (ID: T19-005-T) della rete italiana LTER (*Long Term Ecological*

Research). Il sito è situato nelle Alpi nord-occidentali a pochi chilometri dall'abitato di Torgnon in Valle d'Aosta, ad una quota di 2160 m.s.l.m (Figura 1). La prateria è posta su di un pianoro con esposizione Sud (195°N), caratterizzato da una pendenza modesta di circa 4°. L'area occupa una superficie di circa 2800 m², in corrispondenza della fascia altitudinale subalpina, collocandosi al limite della vegetazione forestale. Il sito è caratterizzato da un clima intra-alpino semi-continentale con una temperatura media annua di 3.1 °C e precipitazioni medie annue di 880 mm. La prateria, una formazione a *Nardus stricta* appartenente all'associazione *Siervesio-Nardetum strictae* Lüdi 1948, presenta una morfologia complessa con suoli a cuscinetti erbosi (*earth hummocks*), caratterizzati dall'alternanza di zone concave (*interhummocks-down*) e zone convesse (*hummocks-up*) (Figura 2). La microtopografia dell'area genera una distribuzione localizzata della vegetazione, con presenza esclusiva di *Nardus stricta* sulle zone convesse (97-98% della copertura) e prevalenza di dicotiledoni quali *Crocus vernus*, *Geum montanum*, *Trifolium alpinum*, *Arnica montana*, *Ranunculus pyrenaicus* nelle zone concave (50-75% della copertura) (Pintaldi et al. submitted). Tale distribuzione suggerisce la presenza di sensibili differenze nelle caratteristiche chimico-fisiche dei suoli tra le zone di *up* e *down*, legate a variazioni nel ciclo dei principali macroelementi. Al fine di appurare tali ipotesi, nel Novembre 2013 sono stati prelevati 60 campioni di topsoil (0-10 cm di profondità) in corrispondenza di *hummocks* (30) e *interhummocks* (30). I campioni, setacciati a 2 e 0.5 mm, sono stati analizzati per la determinazione delle principali caratteristiche chimico-fisiche (Tabella 1). I dati ottenuti sono stati elaborati statisticamente con un'analisi della varianza univariata (ANOVA), applicando il test HSD di Tukey ($p < 0.05$) al fine di valutare le differenze chimico-fisiche tra i suoli di *hummocks* e *interhummocks*. L'analisi statistica dei dati è stata effettuata utilizzando il software R (R Core Team 2015).

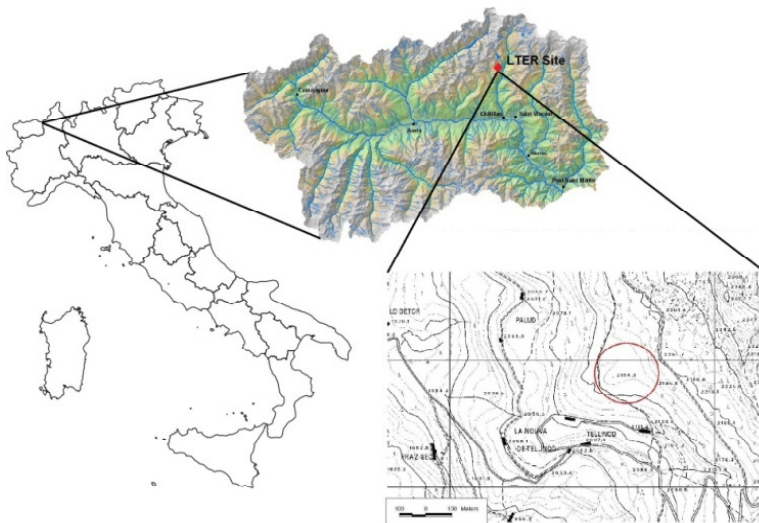


Figura 1 – Localizzazione geografica del sito LTER di Tellinod, gestito dall'ARPA Valle d'Aosta all'interno della Rete LTER Italia.



Figura 2 – Suolo a cuscinetti erbosi (earth hummocks).

Tabella 1 – Analisi del suolo. CSC= capacità di scambio cationico; TOC= total organic carbon; P_{tot}= fosforo totale; P_{Olsen}= fosforo disponibile; DOC= dissolved organic carbon; TDN= total dissolved nitrogen.

Analysis	Method	Reference
pH _{H₂O}	soil:water = 1:2.5	Van Reeuwijk, 2002.
Particle-size	pipette-method	Van Reeuwijk, 2002.
CSC/ Cat.scamb	BaCl ₂ solutions (pH 8.1); atomic absorption spectrometry (Analyst 400, Perkin Elmer, Waltham, MS, USA)	Rhoades, 1982.
TOC-C/N	CN elemental analyzer (CE Instruments NA2100, Rodano, Italy)	Nelson, D.W. e L.E. Sommers. 1982.
P _{tot}	acid persulphate digestion	Nelson, 1987
P _{Olsen}	NaHCO ₃ extraction; ascorbic acid molybdate blue method	Murphy and Riley, 1962
DOC/ TDN	1M KCl extracts; HCl acidification; TOC analyzer (Elementar, Vario TOC, Hanau, Germany)	Thomsen <i>et al.</i> , 2001.
N-NH ₄ ⁺	1M KCl extracts; UV-vis spectrophotometer	Crooke and Simpson, 1971.
N-NO ₃ ⁻	1 M KCl extracts	Miranda <i>et al.</i> , 2001.

Risultati e discussione

Le analisi di laboratorio e l'elaborazione statistica (ANOVA univariata) hanno confermato la presenza di differenze significative tra i suoli delle zone di *up* e *down* (Tabella 2). Dal punto di vista granulometrico, gli *hummocks* sono caratterizzati da un maggior contenuto di argilla e limo, mentre nelle zone di *interhummocks* prevale la frazione sabbiosa (Tabella 2, Figura 3). Per quanto riguarda le proprietà chimiche, gli *hummocks* sono caratterizzati da un pH più acido, da un maggior contenuto di TOC, DOC estraibile, DON estraibile e da un rapporto C/N più elevato rispetto alle zone di *interhummocks*, nelle quali è stato invece rilevato un maggior contenuto di NO_3^- (Tabella 2, Figura 4).

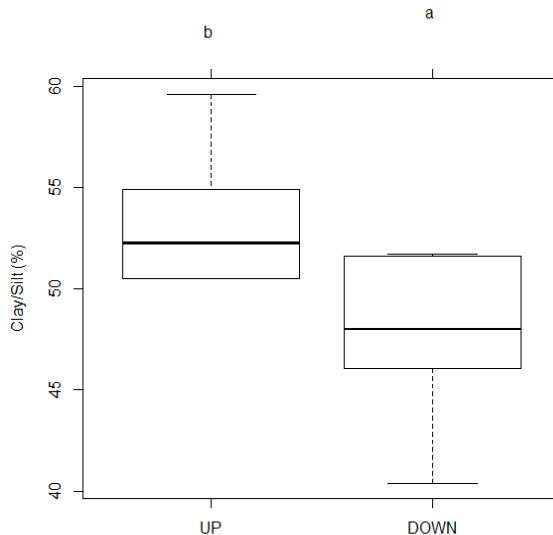


Figura 3 – Boxplots (n=16): contenuto di limo e argilla di *hummocks* (UP) e *interhummocks* (DOWN). Le lettere indicano le differenze statisticamente significative.

Le differenze riscontrate nelle caratteristiche chimico-fisiche del topsoil di *hummocks* e *interhummocks*, sono coerenti con quanto rilevato da altri studi. In particolare il maggior contenuto di limo e argilla degli *hummocks* è dovuto alla selezione associata all'attività di gelo-disgelo (Van Vliet-Lanoë, 1991; Grab, 1997; Smith, 2011). Numerosi studi (e.g., Tarnocai e Zoltai, 1978; Schunke, 1981; Schunke e Zoltai, 1988; Grab, 1997, 2005; Smith, 2011) sostengono infatti che le frazioni più fini del suolo vengono dislocate dalle zone di *interhummocks* verso gli apici degli *hummocks*, come risultato della crioturbazione. In base ai dati analitici e a quanto rilevato da ulteriori indagini pedologiche (Pintaldi *et al. submitted*) nel sito di studio, è verosimile ipotizzare che l'origine degli *hummocks* sia legata alla presenza passata del permafrost e che l'attuale mantenimento delle formazioni sia favorito da periodici fenomeni di crioturbazione, durante gli inverni più freddi e con ridotta copertura nevosa.

Tabella 2 – Caratteristiche chimico-fisiche del topsoil di *hummocks* (UP) e *interhummocks* (DOWN); DIN= dissolved inorganic nitrogen (N-NH₄⁺⁺ N-NO₃⁻); DON= dissolved organic nitrogen (TDN-DIN); *differenze significative tra le zone UP e DOWN (p < 0.05). Tra parentesi la deviazione standard.

DOWN	UP		
52.4 (4.2)	46.7 (3.5)	%	Sabbia
33.6 (4.1)	37.4 (4.6)		Limo
14.0 (2.4)	15.9 (2.5)		Argilla
5.4 (0.2)	5.1* (0.2)		pH
6.4 (1.2)	7.3* (0.9)	%	TOC
0.5 (0.1)	0.5 (0.1)		N
13 (1.0)	14* (0.7)		C/N
31.3 (4.6)	34.4 (3.5)	cmol kg ⁻¹⁽⁺⁾	CSC
2.5 (0.7)	2.4 (0.4)		Ca sc.
0.8 (0.3)	0.8 (0.1)		Mg sc.
0.3 (0.1)	0.3 (0.1)		K sc.
11.8 (4.0)	10.1 (2.2)	%	Sat. Bas
637 (117.1)	601 (143.0)	mg kg ⁻¹	P _{tot}
36.1 (12.3)	40.7 (6.4)		P _{Olsen}
454 (77.2)	498* (60.2)	mg kg ⁻¹	DOC
81.7 (17.5)	88.9 (13.4)		TDN
14.2 (5.0)	12.7 (3.6)		N-NH ₄ ⁺
1.3 (0.7)	0.8* (0.4)		N-NO ₃ ⁻
15.5 (5.3)	13.5 (3.7)		DIN
66.2 (15.3)	75.4* (11.5)		DON

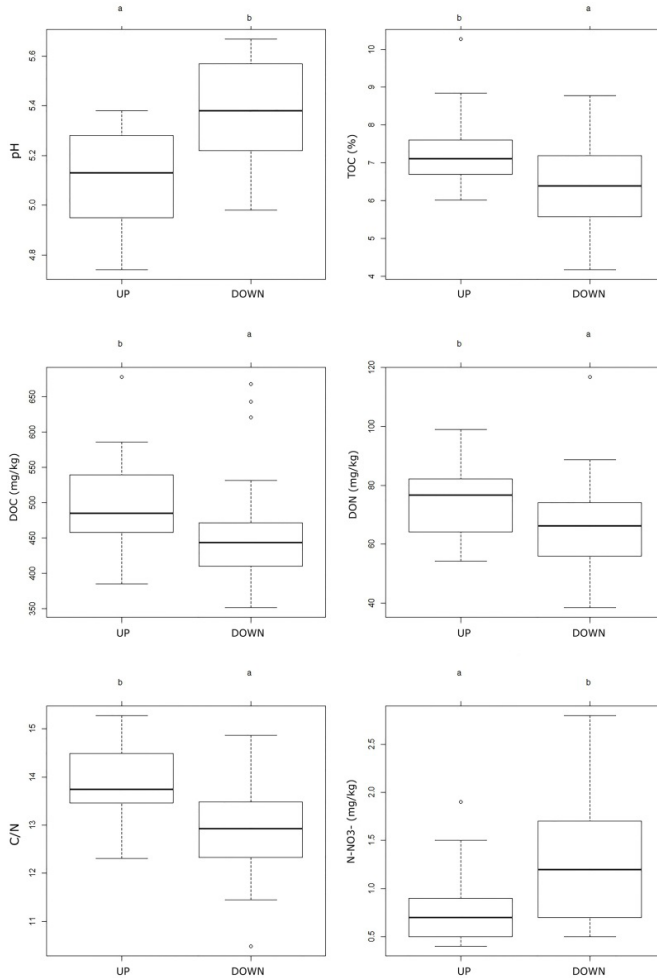


Figura 4 – Boxplots (n=60): valori di pH, TOC, DOC, DON, C/N e N-NO₃⁻ nel topsoil di *hummocks* (UP) e *interhummocks* (DOWN). Le lettere indicano le differenze statisticamente significative.

In particolare il differente pH tra *hummocks* e *interhummocks* riscontrato nella prateria, è coerente con quanto rilevato dagli studi effettuati da De Biasi *et al.* (2005) sui suoli a cuscinetti erbosi della tundra artica in Siberia (*Hummock Tundra Ecosystem*). Tale differenza potrebbe essere legata alle differenti condizioni di lisciviazione associate alla microtopografia e/o alla presenza di specie acidificanti e poco degradabili. Inoltre il diverso pH tra *up* e *down* potrebbe essere legato al maggiore contenuto di sostanza organica riscontrato nel topsoil degli *hummocks*. A tal proposito, il maggior contenuto di TOC degli *hummocks* (già osservato da Grab, 1997), potrebbe essere legato a differenze nella tipologia di lettiera e di produttività vegetale. La minore degradazione della vegetazione presente sui cuscinetti erbosi (Pintaldi *et al. submitted*) si riflette sul maggior rapporto C/N del topsoil

degli *hummocks*. Un'altra significativa differenza tra *up* e *down* è relativa al maggior contenuto di DOC e DON riscontrato nel topsoil degli *hummocks*, legato probabilmente al minor tasso di mineralizzazione della sostanza organica (Kalbitz *et al.*, 2000) ed alla maggiore quantità di lettiera legata alla dominanza del nardo. A fine autunno e durante la fusione del manto nevoso, le minori temperature del suolo e gli eventuali cicli di gelo/disgelo indotti dal diverso pattern di distribuzione della neve (specialmente negli inverni più rigidi), possono causare oltre ad un minor tasso di mineralizzazione della sostanza organica, anche il rilascio di DOC (e probabilmente DON) per effetto della degradazione fisica della lettiera e conseguenti fenomeni di lisciviazione dagli orizzonti organici (Kalbitz *et al.*, 2000; Grogan *et al.*, 2004; Vestgarden and Austnes, 2009).

Per quanto riguarda le forme solubili di N, sussistono differenze significative, infatti nelle zone di *interhummocks* prevalgono i nitrati, mentre nel *topsoil* degli *hummocks* è stato rilevato un maggior contenuto di DON. In particolare la maggiore presenza di nitrati nelle zone di *down* è in accordo con quanto riportato da Biasi *et al.* (2005), i quali suggeriscono che le forme inorganiche di N tendono ad accumularsi nelle depressioni di *interhummocks*, come risultato dei flussi idrici laterali dalle zone di rilievo a quelle di depressione (Quinton, 2000). Il maggior contenuto di DON negli *hummocks*, oltre al minor tasso di mineralizzazione della sostanza organica, potrebbe essere favorito dagli eventuali stress termici a cui sono sottoposti i suoli delle zone di *up*, a inizio primavera e fine autunno (durante gli inverni più rigidi e con ridotte precipitazioni nevose), per effetto della ridotta copertura del manto nevoso e del minor contenuto idrico rispetto alle zone di *interhummocks*; il verificarsi di periodi con temperature molto rigide, abbinato all'assenza del manto, può comportare un aumento di DON in relazione ai cicli di gelo/disgelo, dovuto alla lisi cellulare con liberazione del citoplasma (Morley *et al.*, 1983).

La specifica distribuzione delle specie vegetali gioca un ruolo fondamentale nella differenziazione delle caratteristiche chimiche del *topsoil* tra *up* e *down*. Il minor tasso di mineralizzazione della sostanza organica, associato ai processi di lisciviazione, potrebbero incidere sul livello trofico, causando una minore disponibilità di nutrienti per le piante durante la stagione di crescita, e favorendo di fatto, nelle zone di *up*, le specie oligotrofiche quali *Nardus stricta*. Il nardo è una specie erbacea caratterizzata da un elevato contenuto di lignina, pertanto la lettiera, costituisce di fatto materia organica più recalcitrante alla decomposizione (Güsewell *et al.*, 2005) rispetto ad altre specie erbacee, inoltre gli elevati valori di fitomassa rilevati nell'area di studio da D'Alessandro e Solly (2009), potrebbero essere una conseguenza del basso tasso di decomposizione del nardo (Güsewell *et al.*, 2005), con conseguente accumulo di lettiera. Il *Nardus stricta* dà inoltre origine ad un esteso apparato radicale con organi longevi e lenti alla decomposizione (Van der Krift e Berendse, 2002) che contribuiscono all'accumulo di carbonio a lungo termine nel suolo, in particolare nelle convessità. Il maggior contenuto di lignina, dovuto alla presenza dominante del nardo nelle zone di *up*, potrebbe interagire con l' NH_4^+ dando origine ad amminoderivati stabili, poco degradabili, con conseguente accumulo di SOM (aumento C/N). La formazione di amminoderivati stabili, comporta un sequestro di N inorganico, che si traduce in una minor disponibilità per le piante (ma anche per i microrganismi), contribuendo a rafforzare la presenza del nardo sugli *hummocks*.

Nelle zone di *interhummocks* il maggior contenuto idrico osservato in campo qualche settimana dopo la fusione del manto nevoso, potrebbe aver influenzato l'inerzia termica, tamponando le escursioni termiche e favorendo una maggiore attività microbica. Tale aspetto, associato ad una maggiore decomponibilità delle dicotiledoni, può favorire un maggiore tasso di mineralizzazione della SOM (riduzione del C/N), con conseguente aumento dei *pool* di nutrienti (es. NO_3^-). Nelle zone di *down* pertanto, le forme labili di C ed N (DOC e DON estraibili) vengono maggiormente mineralizzate rispetto alle zone di *up*, come testimoniato dal minor contenuto di tali forme nelle depressioni. Questi aspetti, abbinati a fenomeni di traslocazione dei nutrienti da *hummocks* a *interhummocks* legati ai flussi idrici e alla tessitura (sabbioso-franca), possono favorire la presenza di specie più esigenti caratterizzate anche da maggiore precocità e velocità di sviluppo (es. *Arnica montana*, *Tripholium alpinum* ecc.) rispetto al nardo.

Conclusioni

I risultati ottenuti dal presente lavoro hanno permesso di constatare che la microtopografia e la variabilità stagionale agiscono in modo sinergico, alterando i cicli biochimici e favorendo una distribuzione molto localizzata della vegetazione, con sensibili differenze nella composizione vegetale e nel contenuto di nutrienti nell'arco di pochissimo spazio nel passaggio da *hummocks* a *interhummocks*. A sua volta il diverso tipo di vegetazione, influenza nel tempo le caratteristiche e la composizione della SOM, differenziando in modo sempre più marcato le caratteristiche biochimiche del suolo. Le principali differenze riscontrate nei parametri chimico-fisici tra *hummocks* e *interhummocks*, sono relative alla tessitura, al pH, al contenuto di DOC e DON estraibile, TOC, NO_3^- e al rapporto C/N. Per quanto riguarda la tessitura gli *hummocks* presentano un maggiore contenuto di limo e argilla, mentre nelle zone di *interhummock* prevale la frazione sabbiosa. Tali differenze sono da imputare alla selezione associata ai fenomeni di crioturbazione, legati alla genesi e ai meccanismi di mantenimento degli *hummocks*. Dal punto di vista chimico le differenze riscontrate sono legate alle specifiche condizioni microclimatiche e alle diverse caratteristiche della lettiera. Le zone di *up* sono colonizzate esclusivamente da *Nardus Stricta*, specie che produce una lettiera recalcitrante, difficile da degradare, che, associata alle differenti condizioni microclimatiche, rallenta il ciclo di mineralizzazione, causando un accumulo di sostanza organica che determina abbassamento di pH ed aumento di DOC e DON nel suolo. Nelle zone di *down* sono presenti specie differenti, soprattutto dicotiledoni (*Crocus vernus*, *Geum montanum*, *Trifolium alpinum*, *Arnica montana*, *Ranunculus pyrenaicus* ecc.), più esigenti dal punto di vista edafico rispetto al nardo, segno quindi di un diverso livello trofico rispetto alle zone di *up*. Il maggiore livello trofico può essere imputato ad alcuni fattori tra cui: i fenomeni di lisciviazione dei nutrienti dalle zone *up*; il maggiore contenuto idrico, in grado di limitare le escursioni termiche favorendo la mineralizzazione; le caratteristiche chimiche della lettiera, più facile da degradare rispetto a quella prodotta dal nardo (Pintaldi *et al.* submitted). La morfologia complessa dei suoli a cuscinetti erbosi, instaura specifiche condizioni microclimatiche, in grado di favorire una distribuzione specifica delle specie vegetali, le quali a loro vol-

ta, in funzione delle caratteristiche della lettiera, producono variazioni del *topsoil* e un diverso sviluppo del suolo in corrispondenza *hummocks* e *interhummocks* (Pintaldi *et al. submitted*). L'interazione di questi fattori contribuisce al mantenimento della biodiversità della prateria e alla creazione di un pedoambiente dalle caratteristiche uniche.

Ringraziamenti

Si ringraziano il DISAFA e l'ARPA VdA per il supporto tecnico e logistico. Il lavoro è stato svolto anche grazie al contributo del progetto NextData - "Data-LTER-Mountain".

BIBLIOGRAFIA

- Admiral, S.W., Lafleur P.M., 2007. *Partitioning of latent heat flux at a northern peatland*. *Aquat. Bot.* 86, 107-116.
- Benschoter, B.W., Wieder, R.K., Vitt, D.H., 2005. *Linking microtopography with post-fire succession in bogs*. *J. Veg. Sci.* 16, 453-460.
- Beschel, R.L., 1966. *Hummocks and their vegetation in the high Arctic*. Washington, DC, US National Academy of Science, National Research Council Publication 1287, 13-20.
- Biasi, C., Wanek, W., Rusalimova, O., Kaiser, C., Meyer, H., Barsukov, P., Richter, A., 2005. *Microtopography and plant-cover controls on nitrogen dynamics in hummock tundra ecosystems in Siberia*. *Arctic Alpine Res.* 37, 435-443. DOI: 10.1657/1523-0430(2005)037[0435:MAPCON]2.0.CO;2.
- Billings, W.D., Mark, A.F., 1961. *Interactions between alpine tundra vegetation and patterned-ground in mountains of southern New Zealand*. *Ecology* 42, 18-31.
- Crooke, W.M., Simpson, W.E., 1971. *Determination of ammonium in Kjeldahl digests of crops by an automated procedure*. *J. Sci. Food Agric.* 22, 9-10.
- D'Alessandro, S., 2009. Tesi di laurea "Relazioni tra fenologia della comunità vegetale e bilancio del carbonio in un pascolo subalpino a *Nardus stricta* L."
- Edwards, A.C., Cresser, M.S., 1992. *Freezing and its effect on chemical and biological properties of soil*. *Adv. Soil Sci.* 18, 61-79.
- Ellis, S., 1983. *Stratigraphy and ¹⁴C dating of two earth hummocks, Jotunbeimen, South Central Norway*. *Geogr. Ann.* 65A, 279-87.
- Ford, D.J., Cookson, W.R., Adams, M.A., Grierson, P.F., 2007. *Role of soil drying in nitrogen mineralization and microbial community function in semi-arid grasslands of north-west Australia*. *Soil Biol. Biochem.* 39, 1557-1569.
- Gerrard, A. J., 1992. *The nature and geomorphological relationships of earth hummocks (thufur) in Iceland*. *Z. Geomorphol. Suppl.* 86, 173-182.
- Grab, S.W., 1994. *Thufur in the Moblesi Valley, Lesotho, Southern Africa*. *Permafrost Periglacial Process.* 5, 111-118. DOI: 10.1002/ppp.3430050205.
- Grab, S.W., 1997. *Thermal regime for a thufa apex and its adjoining depression, Mashai Valley, Lesotho*. *Permafrost Periglacial Process.* 8, 437-45.
- Grab, S.W., 2002. *Periglacial phenomena in Ethiopia: a review*. *Permafrost and Periglacial Processes*

13, 71–76 DOI: 10.1002/ppp.405.

- Grab, S.W., 2005. *Aspects of the geomorphology, genesis and environmental significance of earth hummocks (thúfur, pounus): miniature cryogenic mounds* Prog. Phys. Geogr. 29 (2), 139-155. DOI: 10.1191/0309133305pp440ra.
- Grogan, P., Michelsen A., Ambus P., Jonasson S., 2004. *Freeze-thaw regime effects on carbon and nitrogen dynamics in sub-arctic heath tundra mesocosms*. Soil Biol. Biochem. 36, 641-654.
- Güsewell, S., Jewell, P.L., Edwards P.J., 2005. *Effects of heterogeneous habitat use by cattle on nutrient availability and litter decomposition in soils of an Alpine pasture*. Plant Soil 268, 135-149.
- Kalbitz, K., Solinger S., Park J.H., 2000. *Controls on the dynamics of dissolved organic matter in soils: a review*. Soil Sci. 165, 277-304.
- Kviderová, J., Elster, J. and Šimek, M., 2011. *In situ response of Nostoc commune s.l. colonies to desiccation in Central Svalbard, Norwegian High Arctic*. Fottea 11, 87-97.
- Longton, R.E., 1988. *Biology of polar bryophytes and lichens*. Cambridge: Cambridge University Press. 391 pp.
- Lundqvist, J., 1969. *Earth and ice mounds: a terminological discussion. The periglacial environment*, ed. Péwé, T.L., Montreal: McGill-Queen's University Press, pp. 203-15.
- Luoto, M. and Seppälä, M., 2002. *Characteristics of earth hummocks (pounus) with and without permafrost in Finnish Lapland*. Geogr. Ann. 84A, 127-136.
- Mackay, J.R., 1980. *The origin of hummocks, western Arctic coast, Canada*. Can. J. Earth Sci. 17, 996-1006.
- Mark, A.F., 1994. *Patterned ground activity in a southern New Zealand high-alpine cushionfield*. Arctic Alpine Res. 26, 270–280. DOI: 10.2307/1551939.
- Mark, A.F., Bliss, L.C., 1970. *The high-alpine vegetation of Central Otago, New Zealand*. N. Z. J. Bot. 8, 381-451.
- McCraw, J.D., 1959: *Periglacial and allied phenomena in western Otago*. N. Z. Geog. 15, 61-68.
- Miranda, K.M., Espey, M.G, Wink, D.A., 2001. *A rapid, simple spectrophotometric method for simultaneous detection of nitrate and nitrite*. Nitric Oxide-Biol. Ch. 5(1), 62-71.
- Morley, C.R., Trofymow, J.A., Coleman, D.C., Cambardella, C., 1983. *Effects of freeze/thaw stress on bacterial populations in soil microcosms*. Microb. Ecol. 9, 329-340.
- Murphy, J., Riley, P., 1962. *A modified single-solution method for the determination of phosphate in natural waters*. Anal. Chim. Acta 27, 31-36.
- Nelson, N.S., 1987. *An acid-persulfate digestion procedure for determination of phosphorus in sediments*. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 18, 359-369.
- Nelson, D.W., and L.E. Sommers. 1982. *Total carbon, organic carbon and organic matter*, pp. 539-579, in A.L. Page, R.H. Miller, and D.R. Keeney, eds., *Methods of Soil Analysis*, part 2, 2nd edition. American Society of Agronomy, Madison, Wisconsin, USA.
- Quinton, W.L., 2000. *Subsurface drainage from hummock-covered hillslopes in the Arctic tundra*. J. Hydrol. 237, 113-125.
- Quinton, W.L., Marsh P., 1998. *The influence of mineral earth hummocks on subsurface drainage in the continuous permafrost zone*. Permafrost Periglacial Process. 9, 213-228.
- Reddy, K.R., Patrick W.H., 1984. *Nitrogen transformations and loss in flooded soils and sediments*. CRC Crit. Rev. Environ. Control 13, 273-309.
- Rhoades, J.D., 1982. *Cation exchange capacity*. In Page, A.L., et al. (Eds.), *Methods of Soil Analysis*. Part 2, 2nd edn. Agron. Monogr. vol. 9. ASA and SSSA, Madison, WI, pp. 149-157.

- Schunke, E., 1977. *Zur genese der thufur Islands und Ost-Grönlands*. Erdkunde 31, 279-87.
- Schunke, E., 1981. *Zur kryogenen Bodendynamik der arktischen Tundren Nordamerikas und Nordeuropas*, Polarforschung, 51, 161-74.
- Schunke, E., Zoltai, S.C., 1988. *Earth hummocks*. In Clark, M.J., Adv. Periglac. Geomorphol. Chichester: Wiley, 231-45.
- Scott, M.B., Dickinson, K.J.M., Barratt, B.I.P. and Sinclair, B.J., 2008. *Temperature and moisture trends in non-sorted earth hummocks and stripes on the Old Man Range, New Zealand: implications for mechanisms of maintenance*. Permafrost Periglacial Process. 19, 305–314. DOI: 10.1002/ppp.627.
- Scotter, G.W. and Zoltai, S.C., 1982. *Earth hummocks in the Sunshine area of the Rocky Mountains, Alberta and British Columbia*. Arctic 35, 411-16.
- Shen, H., Tang, Y. and Washitani I., 2006. *Morphological plasticity of Primula nutans to hummock-and-hollow microsites in an alpine wetland*. J. Plant Res. 119, 257-264.
- Smith, M., 2011. *Thesis “Characteristics of hummocks and hummocked wetlands in Colorado”*.
- Solly, E., 2009. *Tesi di laurea “Monitoraggio della fenologia in un pascolo subalpino a Nardus stricta L.: un approccio integrato.”*
- Tarnocai, C., Zoltai, S.C., 1978. *Earth hummocks of the Canadian Arctic and Subarctic*. Arctic Alpine Res. 10, 581-94.
- Treml, V., Krizek, M., Engel, Z., 2010. *Classification of patterned ground based on morphometry and site characteristics: a case study from the High Sudetes, Central Europe*. Permafrost Periglacial Process. 21, 67-77. DOI: 10.1002/ppp.671
- Tyrtikov, A.P., 1969. *Effects of vegetation on the freezing and thawing of soils*. New Delhi: Amerind Publishing Co. 192 p.
- Van Reeuwijk, L.P., 2002. *Procedures for Soil Analysis*. Technical Paper n. 9. International Soil Reference and Information Centre, Wageningen, Netherlands.
- Van der Krift, T.A.J., Berendse F., 2002. *Root life spans of four grass species from habitats differing in nutrient availability*. Funct. Ecol. 16, 198-203.
- Van Vliet-Lanoë, B., 1991. *Differential frost heave, load casting and convection: converging mechanisms: a discussion of the origin of cryoturbations*. Permafrost Periglacial Process. 2, 123-39.
- Van Vliet-Lanoë, B., 2014. *Patterned ground and climate Change. Permafrost: distribution, composition and impacts on infrastructure and ecosystems*. Ed. Oleg Podrovsky, chap 2 pp.67-106, Nova Science Publishers, Inc, Results of the IPEV CRYOCLIM 2004 program.
- Van Vliet-Lanoë, B., Bourgeois, O., Dauteuil, O., 1998. *Thufur formation in northern Iceland and its relation to Holocene climate change*. Permafrost Periglacial Process. 9, 347-365. DOI: 10.1002/(SICI)1099- 1530(199810/12).
- Van Vliet-Lanoë, B. and Seppälä, M., 2002. *Stratigraphy, age and formation of peaty earth hummocks (pounus), Finnish Lapland*. Holocene 12, 187-99.
- Vestgarden L.S., Austnes K., 2009. *Effects of freeze-thaw on C and release from soils below different vegetation in a montane system: a laboratory experiment*. Glob. Chang. Biol. 15, 876-887.
- Williams, P.J. and Smith, M.W., 1989. *The Frozen Earth. Fundamentals of Geocryology. Studies in Polar Research Series*. xvi + 306 pp. Cambridge, New York, Port Chester, Melbourne, Sydney: Cambridge University Press. ISBN 0 521 36534 1.
- Zoltai, S.C., Tarnocai, C., 1974. *Soils and vegetation of hummocky terrain: Environmental-Social Committee, Task Force on Northern Oil Development, Government of Canada*. Report 74-5, 86 pp.
- Zoltai, S.C., Tarnocai, C., 1981. *Some nonsorted patterned ground types in northern Canada*. Arctic Alpine Res. 13, 139-51.

Influence of *cannabis sativa* cultivation on the soil microbial community in the Fucino plateau

Federica Matteucci¹, Antonio Saggio¹, Marisa Terreri², Domenico Fantozzi², Emanuela Servo², Daniela Maria Spera², Maddalena Del Gallo¹

¹ Dept. MESVA – University of L'Aquila

² Consorzio di Ricerche Applicate alla Biotecnologia – CRAB di Avezzano (AQ)

* federica.matteucci@univaq.it

Introduction

Microorganisms play a crucial role in giving and keeping soil fertility. This is due to their involvement in key processes such as soil formation, decomposition of organic matter, removal of toxins, as well as in all the biogeochemical cycles of the macro elements such as carbon, nitrogen, phosphorus and sulfur (van Veen *et al.*, 1997). They also have a key role in containing pathogens (Doran *et al.*, 1996). Since 1960 microbiologists have investigated the impact of microbial diversity on ecosystem stability. In recent years, this process was accelerated by the new available techniques. A close relationships between soil microbial diversity and its quality has been observed and, particularly, between biodiversity and the quality of crops, as well as on the sustainability of the agro-ecosystems. Moreover, many studies have documented the relationship between the control of plant diseases and the diversity and abundance of microbial communities in soil (Abawi and Widmer, 2000; Nitta, 1991).

Soil management affects the structure of the microbial community, as reported by many authors. The application of pesticides (Heilmann *et al.*, 1995), chitin (Hallmann, 1999), compost (Schonfeld *et al.*, 2003) or manure, are all factors that modify the structure of the soil microbial community. Physico-chemical properties of the soil (Kennedy and Smith, 1995), size distribution of soil particles (Ranjard *et al.*, 2001), presence and age of the plant species (Garland, 1996; Graystone *et al.*, 1998) and crop rotation are the key determining factors.

Several studies have argued that both, type of plant and type of soil, influence the structure of the microbial community; however, such interactions have not been entirely clarified.

The main focus of this work is an analysis of the influence of *Cannabis sativa* cultivation on soil microbial community, with the focus of checking if any improvements in biodiversity, as already mentioned, is closely related to soil fertility. We would like to understand whether the cultivation of *Cannabis sativa* is, in addition to the many uses to which it may be utilized, a good crop to be inserted in the rotation in an intensive agriculture, such as that practiced in the Fucino plateau.

In particular, our intention was to explore, through advanced microbiological techniques, the bacterial community of the Fucino plateau soils cultivated with *Cannabis*, compared to adjacent soils cultivated with *Solanum tuberosum*, one of the most frequent crops of the plain.

We analyzed, by BIOLOG Ecoplates™ coupled with Denaturing Gradient Gels Electrophoresis (DGGE), the differences in the structure of two bacterial communities in the two ecosystems studied, in terms of richness, diversity and functionality.

Although DGGE technique is very powerful and revolutionary with respect to the classical cultivation methods of measuring soil biodiversity, soil DNA extraction (Nesme *et al.*, 2016) and the difficulty of screening thousands of bands, thus neglecting smaller and closer ones, make this technique still incomplete.

We tried to limit errors by increasing the number of samples (25) from each plot and by combining the DGGE with a functional analysis of microbial communities through BIOLOG Ecoplates.

BIOLOG technique takes advantage of a system for the identification of microorganisms based on their metabolic profile. It was developed by Bochner (1989), who first suggested coupling the utilization of different substrates by microorganisms, by the presence of a redox indicator capable of visually signaling the respiratory activity. Garland & Mills, in 1991, inoculated in the plates no longer an isolated strain, but rather an extract obtained directly from an environmental matrix containing many species of microorganisms (Ecoplate™ plates). In this case, the coloring of the plate shows the metabolic activity of the microbial community present in the extract. We have used this technique, in particular, to analyze on the influence of the crop plant on the soil microbial community.

All data were elaborated to extrapolate ecological indices of biodiversity.

According to Assocanapa (the Italian Association of hemp producers), hemp, because of no needing of pesticides or chemical fertilizers, it is perfect to be utilized in rotation among cereals and other crops. Hemp cultivation has not only positive effects in agriculture: thanks to the numerous cannabis derivatives, it is possible to create a related industrial sector for the transformation of this plant. Actually, from hemp is possible to obtain building materials, fabrics, plastic substitutes ecological materials, as well as food derivatives whose nutritional value are recognized by the Ministry of Health (circular of 22 May 2009). Moreover, a bibliographical research has shown the potential of hemp in land bioremediation processes and in the restoration of fertility, particularly for the remediation of soils contaminated by heavy metals.

Several projects have already been launched or are in the preliminary stages, for example, since 1993 in the area affected by the devastating effects of the Chernobyl accident, and since 1994 in Poland (www.canapaindustriale.it).

Materials and methods

Sampling

In order to limit physico-chemical and climatic variables, were taken as reference two adjacent field located in the Fucino plateau (province of L'Aquila, Abruzzi region, Italy), both part of the same plot and with a similar culture and management history, one cultivated with *Cannabis sativa* and the other *Solanum tuberosum*.

On each of the two plots 25 soil samples were collected (from 1 to 10 cm deep) to be analyzed by DGGE and 4 samples for the analysis with Biolog.



Figure 1 – The *Cannabis sativa* crop field analyzed in the present work, located in the Fucino plateau before and after harvest.

DNA extraction and PCR

From each soil sample, DNA was extracted using the “ZR Soil Microbe DNA kits MicroPrep™”, and purified for amplification by PCR. The primers were 341F and 518r, used for amplification of V3 sequence of bacterial gene *16S* rRNA. The primers were diluted in double-distilled sterile water, up to 20 μ M final concentration. The Master Mix, 50 μ L, was prepared in ice and contained: 2 μ L DNA sample, 25 μ L Taq polymerase (2x BioMix™), 1 μ L of forward primer 341F-GC, 1 μ L of reverse primer 518r, 21 μ L of double-distilled sterile water. The PCR was run for 5 min at 95 °C, then 30 cycles (1 min at 95 °C, 1 min at 56 °C, 15 min at 72°) and finally 10 min at 72 °C.

PCR products were then purified by a GeneAll™ kit.

Denaturing Gradient Gel Electrophoresis (DGGE)

A Bio-Rad DCode Universal Mutation Detection System has been used for DGGE. This type of electrophoresis allows the separation in a denaturing gradient gel of fragments of equal length but having a different sequence.

To get the desired denaturing gradient gel is necessary to prepare two different power denaturant; specifically, it was carried out a first electrophoretic run with percentages 40% and 60% (samples 1-14), while all subsequent samples (15-50), with percentages equal to 45% and 65% to obtain a better resolution of the bands.

Table 1 – Reagents for the preparation of the two gels (40 and 60%).

Reagents	40% (Low)	60% (High)
Acrylamide 40%	5 ml	5 ml
Formamide 7M	4 ml	6 ml
Urea	4.200 g	6.300 g
TAE 50x	500 μ l	500 μ l
H ₂ O	up to 25 ml	up to 25 ml
TemED	15 μ l	15 μ l
APS (10%)	150 μ l	150 μ l

After the electrophoretic separation, the gel was colored in bath-Gel Red for 30 minutes with constant shaking. After washing, the gel was observed by an UV trans-illuminator.

BIOLOG Ecoplates

A functional analysis of the different soil microbial communities was conducted using Ecoplate™.

After centrifuging the soil samples, each supernatant was collected and inoculated into a single plates, by a multichannel pipette with 8 outputs (120 μ l each well).

The plates were closed and incubated at 30 °C. Optical densities ($\lambda = 590$ nm) were taken immediately after inoculation (T0) and every 24 hours up to 168 hours, in a microplate reader Biolog Microstation.

The data matrix, obtained from the readings, was used for subsequent analysis and mathematical statistics needed to the identification of differences in the physiological profile of the different microbial communities. The absorption values were transferred to a spreadsheet and processed in the following way: by the density value of each well at the different times, the relative absorption value at zero time was subtracted. The results were used for the calculation of the wells staining Average Well Colour Development (AWCD).

Results and discussion

The data obtained from the DGGE were processed to obtain different diversity indexes. The first is the index of Simpson Diversity (**1-D**), which indicates the probability that two individuals chosen at random in a given sample, belong to the same species. From the Simpson Diversity index is possible to obtain the Simpson Uniformity Index (**Ed**). This index provides information about the relative distribution of individuals in different species.

Another ecological index that can be derived is the Range-weighted-richness in species (Rr), relative to the number of species present in the community. In the case of DGGE it is calculated considering the denaturing gradient used.

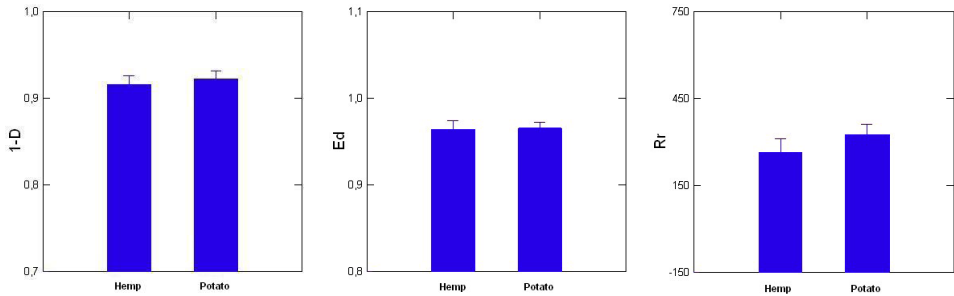


Figure 2 – Mean values of the Simpson’s Diversity Index (1-D), Simpson’s Uniformity Index (Ed), and Range-weighted-richness in species (Rr) in the different crops.

Biodiversity indexes obtained by DGGE (Figure 2) show that the hemp plot had a high species richness ($Rr > 30$) and the microbial community was characterized by a high degree of diversity and uniformity (index values 1-D and $Ed > 0.9$). However, potato crop soil also shows high species richness ($Rr > 30$) and its soil microbial community were characterized by high diversity and uniformity (indexes values 1-D and $Ed > 0.9$).

The statistical evaluation of the data obtained (by the Systat Software V13.1) showed no significant differences in richness and biodiversity between the two examined soils, since the p-value is greater than 0.05.

The metabolic profiles, obtained by Biolog Ecoplates, in the different samples, were compared with each other based on the different AWCD (Guckert *et al.*, 1996).

The results obtained from the plot cultivated with *Cannabis sativa* show a greater AWCD than the one obtained in the *Solanum tuberosum* plot (Figure 3).

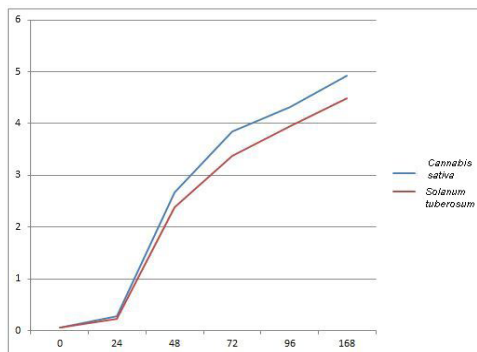


Figure 3 – Wells staining Average Well Colour Development (AWCD) from hemp and potato soil.

Based on these data it is possible to assume a greater functional biodiversity and catabolic versatility by microbial communities present in the first group of plates (*Cannabis sativa*) as compared to these from the field cultivated with *Solanum tuberosum*. However, to have a better statistical significance, we need to carry out more analyses, protracted in time and with the rotation of different crops.

Conclusions

The results obtained in this study give a rough overview on microbial health, in terms of Range-weighted-richness in species, diversity and metabolic activity, of soil cultivated with *Cannabis sativa*. Results are very positive, as reported in the literature for other different areas. Hemp crop has a well-known and undisputed capacity of growing in the absence of agrochemicals, factors that significantly contribute to the restoration of the soil microbiota. However, to say that hemp cultivation contribute in a decisive way to restore soil fertility in the area, compared to other crops, is necessary to procrastinate this kind of analyses during several growing seasons in order to obtain statistical significant data.

However, from this first study, it is possible to say that hemp is a very interesting candidate to be introduced as a crop rotation.

REFERENCES

- Abawi, G.S., Widmer, T.L., 2000. *Impact of soil health management practices on soilborne pathogens, nematodes and root diseases of vegetable crops*. Appl. Soil Ecology, 15, 37-47.
- Bochner, B.R., 1989. *Sleuthing out bacterial identities*. Nature, 339, 157-158.
- Doran, J.W., Sarrantonio, M., Liebig, M., 1996. *Soil health and sustainability*. In Sparks, D.L. (Ed.), *Advances in Agronomy*, Vol. 56. Academic Press, San Diego, pp. 1-54
- Garland, J.L., Mills, A.L., 1991. *Classification and characterization of heterotrophic microbial communities on the basis of patterns of community-level sole-carbon-source utilization*. Appl. Environ. Microbiol. 57, 2351-2359.
- Garland, J.L., 1996. *Analytical approaches to the characterization of samples of microbial communities using patterns of potential C source utilization*. Soil Biol. Biochem. 28, 2351-2359.
- Graystone, S.J., Wang, S., Campbell, C.D., Edwards, A.C., 1998. *Selective influence of plant species on microbial diversity in the rhizosphere*. Soil Biol. Biochem. 30, 369-378.
- Guckert, J.B., Carr, G.J., Johnson, T.D., Hamm, B.G., Davidson, D.H., Kumagai, Y., 1996. *Community analysis by Biolog: curve integration for statistical analysis of activated sludge microbial habitats*. J. Microbiol. Meth. 27 183-197.
- Hallman, G.J., 1999. *Ionizing radiation quarantine treatments against tephritid fruit flies*. Postharvest Biol. Technol. 16, 93-106.
- Heilmann, B., Lebuhn, M., Bease, F., 1995. *Methods for investigation of metabolic activities and shifts in the microbial community in a soil treated with a fungicide*. Biol. Fert. Soils. 19, 186-192.

- Kennedy, A.C., Smith, K.L., 1995. *Soil microbial diversity and the sustainability of agricultural soils*. Plant Soil, 170, 75-86.
- Muyzer, G., de Waal, E.C., 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*. Appl. Environ. Microbiol. 59, 695-700.
- Nesme, J., Achouak, W., Agathos, S.N., Bailey M., Baldrian, P., Brunel, D., Frostegård, Å, Heulin, T., Jansson, J.K., Jurkevitch, E., Kruus, K.L., Kowalchuk, G.A., Lagares, A., Lappin-Scott, H.M., Lemanceau, P., LePaslier, D., Mandic-Mulec, I., Murrell, J.C., Myrold, D.D., Nalin, R., Nannipieri, P., Neufeld, J.D., O’Gara, F., Parnell, J.J., Pühler, A., Pylro, V., Ramos, J.L., Roesch, L.F.W., Schloter, M., Schleper, C., Sczyrba, A., Sessitsch, A., Sjöling, S., Sørensen, J., Sørensen, S.J., Tebbe, C.C., Topp, E., Tsiamis, G., vanElsas, J.D., vanKeulen, G., Widmer, F., Wagner, M., Zhang, T., Zhang, X., Zhao, L., Zhu, Y-G., Vogel, T.M., Simonet, P., 2016. *Back to the Future of Soil Metagenomics*. Front. Microbiol. 1-5. DOI: 10.3389/fmicro.2016.00073
- Nitta, T., 1991. *Diversity of root fungal floras: its implications for soil-borne diseases and crop growth*. Jpn. Agric. Res. 25, 6-11.
- Ranjard, J., Poly, F., Lata, J.C., Mougel, C., Thioulouse, J., Nazaret, S. *Characterization of Bacterial and Fungal Soil Communities by Automated Ribosomal Intergenic Spacer Analysis Fingerprints: Biological and Methodological Variability*. Appl. Environ. Microbiol. 67, 4479-4487.
- Schonfeld, J., Gelsomino, A., van Overbeek, L.S., Gorissen, A., Smalla, K., van Elsas, J.D. 2003. *Effects of compost addition and simulated solarisation on the fate of Ralstonia solanacearum biovar 2 and indigenous bacteria in soil*. FEMS Microbiol. Ecol. 43, 63-74
- van Veen, J.A., van Overbeek, L.S., van Elsas, J.D. 1997. *Fate and activity of microorganisms introduced into soil*. Microbiol. Mol. Biol. Rev. 61, 121-135.

Applicazione dei dati e della cartografia pedologica all'analisi territoriale: la carta del rischio potenziale di erosione a confronto con la capacità d'uso dei suoli in Sardegna

S. Fanni*, V.A. Marrone, Rita Puddu

Settore Suolo, Territorio e Ambiente, AGRIS, Regione Autonoma della Sardegna

* sfanni@agrisricerca.it

Introduzione

Il Settore Suolo, Territorio e Ambiente di Agris Sardegna ha di recente avviato la progettazione dell'Osservatorio Regionale dei Suoli, con l'intento di costituire un servizio tecnico-scientifico di riferimento, con funzioni di coordinamento e di indirizzo tra i soggetti pubblici e privati che a vario titolo operano sul territorio regionale in tema di politiche del territorio e di difesa del suolo.

Grazie agli strumenti previsti nel Portale del Suolo dell'Osservatorio (dati pedologici, cartografia di base, tematica e derivata), sarà possibile fornire una visione generale e coordinata delle problematiche legate alla razionale gestione del suolo.

Il recente progetto cartografico "Carta delle Unità delle Terre e della Capacità d'uso dei suoli", realizzato al momento per quattro aree pilota dell'Isola alla scala 1:50.000, e la banca dati pedologica ad essa associata (DBSS), costituiscono già importanti strumenti di analisi e approfondimento utili alla quantificazione e spazializzazione dei principali processi di trasformazione d'uso del territorio.

La perdita di suolo per erosione idrica, come evidenziato dalla Commissione Europea per la Soil Thematic Strategy (2006), rappresenta una delle maggiori minacce ambientali in Europa, determinando un forte impatto negativo sugli ecosistemi, sulle produzioni agricole e sullo stoccaggio di carbonio.

Il modello RUSLE (Revised Universal Soil Loss Equation) per la stima del rischio di erosione potenziale dei suoli è stato applicato alle quattro aree campione succitate, rappresentative di realtà pedologiche ampiamente diffuse in Sardegna.

Per la determinazione delle aree a rischio, i cinque fattori della RUSLE sono stati calcolati utilizzando:

R (erosività delle piogge): i dati delle precipitazioni medie mensili e medie annuali del trentennio 1971-2001;

K (erodibilità del suolo): su oltre 1000 osservazioni pedologiche presenti nel DBSS;

LS (lunghezza e pendenza dei versanti): dal DTM a risoluzione 10*10;

C (uso e copertura del suolo): indicizzazione delle classi di CORINE Land Cover IV e V livello;

P (pratiche antierosive): a causa della mancanza di dati aggiornati è stato applicato il valore 1 a tutte le aree.

Il Rischio Potenziale di Erosione finale è stato classificato in cinque classi: trascurabile, basso, moderato, alto e molto alto.

L'obiettivo principale del lavoro, oltre che individuare il rischio di erosione potenziale delle aree considerate, è stato quello di metterle a confronto con la Carta di Capacità d'uso in modo da analizzare quali fossero quelle più sensibili al rischio di erosione, ottenendo uno strumento utile per la valutazione e la salvaguardia di quei territori che risultano essere più interessanti per l'economia agricola isolana.

Materiali e metodi

Metodologia RUSLE

Si è scelto di calcolare il rischio di erosione potenziale sulle quattro aree campione (Figura 1) in quanto i dati di partenza erano riferiti solo ad esse e la loro spazializzazione a tutta la Sardegna avrebbe generato un risultato fuorviante e poco significativo dal punto di vista scientifico.

La metodologia più adatta a tale scopo è ricaduta sul Modello RUSLE (Renard *et al.*, 1997), ovvero la rivisitazione dell'Equazione Universale della Perdita di Suolo elaborata da Wischmeier e Smith (1978). L'applicazione del modello RUSLE, tra i più diffusi a livello scientifico, consente di stimare la perdita media annua di suolo dovuta all'erosione idrica (sheet e rill erosion) attraverso la relazione $A = R * K * LS * C * P$, dove A: perdita media annua di suolo espresso in $t\ ha^{-1}anno^{-1}$, R: fattore erosività delle piogge ($MJ\ mm\ ha^{-1}h^{-1}anno^{-1}$), K: fattore erodibilità del suolo ($t\ ha\ h\ ha^{-1}\ MJ^{-1}\ mm^{-1}$), LS: fattore lunghezza e pendenza del versante (adimensionale), C: fattore uso e copertura del suolo (adimensionale) e P: fattore pratiche antierosive (adimensionale).

L'intera procedura di calcolo è stata realizzata in ambiente GIS utilizzando diversi strati informativi in formato shapefile (ESRI), successivamente esportati in formato raster, ed elaborati per l'ottenimento della Carta del Rischio finale attraverso comandi di Map Algebra.

Calcolo dei fattori

R – erosività delle piogge

Per il calcolo del fattore R sono stati utilizzati i valori delle precipitazioni medie annue del periodo 1971-2001 e delle precipitazioni medie mensili dello stesso periodo, con i quali è stato possibile determinare l'indice di Fournier e successivamente procedere al calcolo dell'erosività di Arnoldus (1980). L'intero set di dati, in formato shapefile, è stato messo a disposizione dall'Agenzia ARPA Sardegna.

K – erodibilità dei suoli

Questo fattore è strettamente influenzato dalle caratteristiche intrinseche dei suoli, in particolare dalla tessitura, dalla struttura, dalla permeabilità e dalla quantità di sostanza organica. Tali informazioni sono state estrapolate con una query dal DBSS (DataBase Suoli Sardegna) su un totale di oltre 1000 osservazioni, tra profili, minipit e trivellate. La stima delle classi di permeabilità (Costantini E., 2006) è stata preceduta dal calcolo della conducibilità satura (<http://hydrolab.arsusda.gov/SPAW/SPAWDownload.html>) utilizzando sabbia, argilla e sostanza organica.

I valori dei parametri ottenuti sono stati inseriti in un apposito foglio di calcolo, disponibile on line, per calcolare il coefficiente K riferito a ciascuna osservazione (http://suoli.regione.marche.it/Portals/2/suoli/documenti-download/manuale_usle_calcolator_it_ver03.pdf); questi valori sono stati successivamente mediati e associati allo shapefile delle Unità di Terre al fine di attribuire un unico valore ad ognuna.

LS – lunghezza e pendenza dei versanti

Le operazioni per il calcolo del fattore LS sono state realizzate su ArcMap 10.0 (ESRI) utilizzando il DTM (risoluzione 10*10) della Regione Sardegna. In particolare sono stati calcolati dapprima i raster intermedi del “Flow Direction”, del “Flow Accumulation” e il raster “Slope” espresso in gradi; successivamente attraverso i raster precedentemente ottenuti ed il comando di Map Algebra “Raster calculator”, è stata applicata la formula di Mitasova *et al.* (1996): $LS = \text{Power}(\text{“Flow Accumulation”} * 10 / 22.13, 0.4) * \text{Power}(\text{Sin}(\text{“Slope”} * 0.001745) / 0.09, 1.4) * 1.4$.

C – uso e copertura del suolo

Il raster del fattore copertura del suolo è stato ottenuto utilizzando lo shapefile della CORINE Land Cover IV e V livello (fonte <http://www.sardegna-geoportale.it/>). Partendo dalle valutazioni fatte da altre regioni italiane come Piemonte (Giovannozzi *et al.*, 2007) e Veneto (ARPAV, 2008), sono state rielaborate le classi di attribuzione degli indici di copertura in base alla conoscenza della realtà isolana (tipologia della densità boschiva, effetto degli incendi, intensità del carico di bestiame, aree di cresta e di roccia affiorante prive di suolo, ecc.). Gli indici attribuiti sono compresi tra 0 per le aree antropiche e 0,80 per le aree ripetutamente percorse da incendi. In particolare, per queste ultime si è fatto riferimento ai dati del periodo 2005-2013 (fonte <http://www.sardegna-geoportale.it/>). Valori intermedi (0,55) sono stati assegnati alle aree con vegetazione rada e 0,70 a quelle fortemente pascolate.

P – pratiche antierosive

Il calcolo del fattore P presume la conoscenza di dati approfonditi ed estesi sulla gestione delle colture (tipo di aratura, terrazzamenti, drenaggi profondi ecc.); attualmente, a causa dell'estrema variabilità di tali pratiche, non vi sono dati utilizzabili a scala regionale, ragione per cui è stato assunto il valore pari ad 1, uniforme per tutte le aree investigate. I raster ottenuti relativi a ciascun fattore della RUSLE sono stati inseriti nella formula finale ($A = R * K * LS * C * P$) e moltiplicati tra loro attraverso operazioni di Map Algebra con il software ArcMap 10.0 (ESRI).

Stima del rischio di erosione potenziale nelle differenti classi di capacità d'uso

Il raster della Carta delle aree a rischio potenziale di erosione è stato trasformato in shapefile e sovrapposto a quello della Capacità d'uso dei suoli della Sardegna realizzato nell'ambito del progetto Carta di Unità delle Terre – 1:50.000 (AA.VV., 2014). Questa procedura ha permesso di stimare quantitativamente quali tra le aree arabili e non arabili siano maggiormente soggette a rischio di erosione.

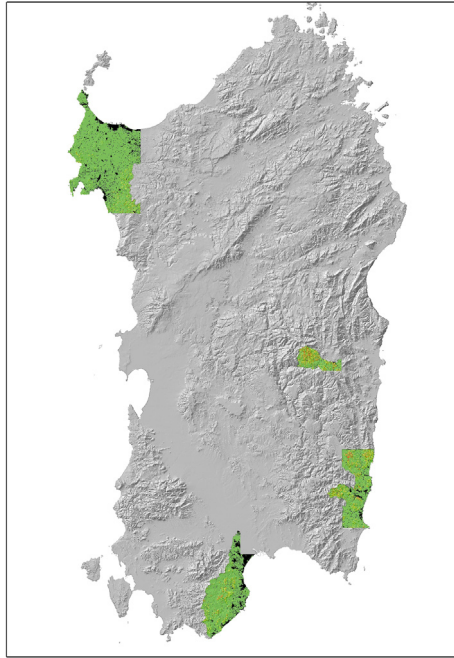


Figura 1 – Ubicazione delle 4 aree campione.

Risultati e discussione

I numerosi dati presenti nel DBSS e gli strati informativi già in possesso della Regione Sardegna, hanno reso possibile il calcolo dei quattro fattori che concorrono alla determinazione dell'equazione della RUSLE. In particolare:

- il DEM a risoluzione 10*10 ha consentito di discretizzare il territorio e di calcolare in modo dettagliato il fattore LS attraverso i parametri “Flow Direction”, “Flow Accumulation” e “Slope”;
- l'elevata quantità di stazioni meteo della Regione Sardegna ha permesso dapprima all'ARPAS di definire con accuratezza l'indice di Fournier e successivamente, agli scriventi, di calcolare il parametro dell'erosività di Arnoldus;
- lo strato informativo della CORINE Land Cover IV e V livello è stato aggiornato con i tematismi delle aree percorse da incendi e da quelle caratterizzate da roccia affiorante prive di suolo;
- il fattore K di erodibilità dei suoli è derivato da un'ingente quantità di dati misurati e pertanto reso più attendibile rispetto alle stime sinora effettuate per la regione Sardegna.

L'attribuzione finale delle classi del rischio di erosione potenziale è stata fatta attraverso valutazioni quali/quantitative, che hanno tenuto conto sia delle particolari condizioni di gestione del territorio sia delle condizioni pedo-climatiche locali, ovvero del fatto che

L'alterazione del materiale parentale e i processi di formazione del suolo si realizzano, nell'ambiente isolano, in tempi molto lunghi (Aru *et al.*, 1991). Pertanto la classificazione del rischio è stata basata sulla individuazione di 5 range di valori (Tabella 1), prendendo come soglia di riferimento per la classe di rischio più bassa (rischio trascurabile) il valore di $1,4 \text{ t ha}^{-1}\text{anno}^{-1}$, riconducibile al tasso medio annuo di formazione del suolo nella media dei suoli dell'EU (Panagos P. *et al.*, 2015). Dai calcoli sono state escluse tutte le zone urbanizzate.

Tabella 1 – Classi di rischio di erosione potenziale.

Grado di Erosione	Classe di erosione	Quantità ($\text{t ha}^{-1}\text{anno}^{-1}$)
1	Trascurabile	< 1,4
2	Bassa	1,4 – 2
3	<i>Moderata</i>	2 – 5
4	<i>Alta</i>	5 – 10
5	<i>Molto alta</i>	> 10

I più alti valori del rischio di erosione potenziale (Figura 2) sono stati ottenuti nell'area montuosa di Arzana (Sardegna centro-orientale), caratterizzata da una morfologia molto accidentata, con forme aspre e versanti acclivi privi di vegetazione. In questo contesto ambientale, aggravato anche da un'intensa attività agro-pastorale, da pratiche agricole irrazionali sui versanti acclivi e cicli decennali di incendi atti alla pulizia dei pascoli, circa il 24% dell'area presenta un rischio di erosione potenziale da moderato a molto alto (classi 3, 4 e 5). L'area di Muravera-Villaputzu (Sardegna sud-orientale) mostra, invece, una morfologia molto varia con versanti ripidi che bordano la pianura alluvionale lungo la costa, ad eccezione della parte settentrionale dove i rilievi giungono al mare. Il fattore R presenta valori molto simili nonostante la vicinanza del mare, mentre l'elemento discordante rispetto all'area di Arzana è il fattore C, ovvero la copertura del suolo, rappresentata generalmente da macchia mediterranea che appare uniforme sulla maggior parte dei rilievi. In questo ambito, i valori del rischio di erosione potenziale da moderato a molto alto per l'area è pari al 13% del territorio. Non molto diverso è il discorso per l'area di Pula-Capoterra (Sardegna meridionale), in cui il contesto morfologico e geologico è molto simile all'area di Muravera-Villaputzu, ma dove il risultato ottenuto (5,3% del territorio a rischio di erosione potenziale da moderato a molto alto) è decisamente inferiore. Le cause sono da ricercarsi non tanto nei parametri R e K (i valori sono simili a quelli dell'area Muravera-Villaputzu) ma anche qui nella copertura del suolo. Infatti, sui rilievi montuosi di Pula-Capoterra dominano i boschi di leccio che assicurano una protezione all'erosione maggiore rispetto alla macchia mediterranea. Infine, l'area della regione della Nurra (Sardegna nord-occidentale) è quella che presenta una minore incidenza del rischio di erosione potenziale da moderato a molto alto, ovvero il 2,6% dell'intera superficie; la limitata estensione dei rilievi e la maggiore omogeneità del

fattore LS, l'uniformità della copertura del suolo e i valori inferiori dell'indice di erosività R contribuiscono a rendere il rischio di erosione potenziale così basso.

In definitiva, da un'attenta analisi dei dati e dal confronto tra le aree caratterizzate da una marcata variabilità ambientale, si può affermare che il fattore C è quello che ha la maggiore incidenza sul tasso di erosione annuale.

Infine, un altro importante risultato, ottenuto dalla sovrapposizione della Carta del Rischio con la Carta di Capacità d'uso dei suoli, è stato quello di evidenziare in quali classi di capacità d'uso ricadessero i suoli maggiormente interessati dal rischio di erosione. Dalla tabella 2 si può osservare come solo l'1,2% delle aree arabili (I, II, III e IV) è a rischio di erosione potenziale da moderato a molto alto; mentre lo stesso rischio per le aree "agricole" di V e VI classe interessa il 13,6% della superficie. Tali aree, seppur non rientrando tra i suoli arabili in senso stretto, rappresentano nella realtà isolana territori intensamente utilizzati a fini agro-pastorali e perciò da considerare altamente sensibili e meritevoli di particolari attenzioni nella gestione e nelle eventuali trasformazioni d'uso. Le superfici a più elevato rischio di erosione (19,1%) sono quelle che ricadono tra le aree non arabili (VII e VIII), caratterizzate oltre che da elevate pendenze anche da una copertura arbustiva rada.

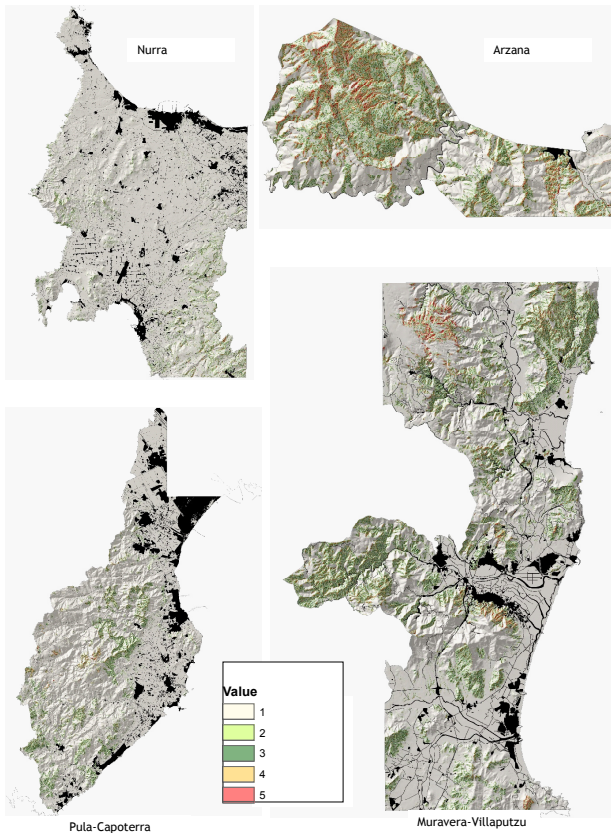


Figura 2 – Rischio di erosione potenziale nelle 4 aree campione.

Tabella 2 – Superfici a rischio di erosione potenziale nella Piana di Muravera - Villaputzu.

Classi di capacità d'uso	Superficie (Ha) del territorio di Muravera	Superficie (Ha) del territorio di Muravera a rischio di erosione	% del territorio di Muravera a rischio di erosione
I	0	0	0
II	2.899,77	43,7	1,5
III	695,01	1,2	0,2
IV	5.124,68	59,9	1,2
<i>Totale sup. classi arabili</i>	8.719,46	104,8	1,2
V	766,28	39,8	5,2
VI	2.876,87	455,4	15,8
<i>Totale sup. aree "agricole"</i>	3.643,15	495,2	13,6
VII	2.970,51	714,1	24,0
VIII	16.972,76	3.090,2	18,2
<i>Totale sup. classi non arabili</i>	19.943,27	3.804,3	19,1

Conclusioni

Questo lavoro descrive l'applicazione del modello RUSLE per la valutazione del rischio di erosione potenziale in alcune aree campione, attraverso l'utilizzo dei più recenti strati informativi a disposizione della Regione Sardegna.

La sovrapposizione della Carta del rischio potenziale con la Carta di capacità d'uso ha consentito di mettere a punto uno strumento di valutazione delle aree maggiormente sensibili all'erosione, utile alla pianificazione di eventuali strategie di tutela per queste aree, che risultano essere di estremo interesse per l'economia agricola isolana sebbene marginali. L'utilizzo dei risultati raggiunti può infatti diventare un criterio fondamentale per programmare le pratiche di gestione conservativa del suolo, ma soprattutto per incentivare, anche attraverso contributi mirati, gli operatori che si impegnano a realizzare opere e pratiche antierosive (riduzione delle lavorazioni, attenuazione e regolamentazione del carico di bestiame, incremento della copertura vegetale, ecc.).

In quest'ottica, lo studio presentato costituisce un esempio dimostrativo dei servizi che l'Osservatorio Regionale dei Suoli, ancora in fase di progettazione, potrà fornire alle politiche regionali nell'attuare programmi di salvaguardia e corretta gestione della risorsa suolo.

Ringraziamenti

Si desidera ringraziare: la dott.ssa Canu Simona dell'ARPAS per la fornitura degli strati informativi dei dati meteo; il dott. Loddo Stefano per gli aspetti metodologici e cartografici; il dott. Serra Gianluca ed il P.A. Manca Daniele per gli aspetti di uso e copertura del suolo.

BIBLIOGRAFIA

- AA.VV., 2014. “*Carta delle unità delle terre e della capacità d'uso dei suoli – Primo Lotto*”, Agris Sardegna, Laore Sardegna, Università di Cagliari, Università di Sassari, Assessorato EE.LL. Finanze e Urbanistica della Regione Autonoma della Sardegna.
Disponibile online: <http://www.sardegneageoportale.it/index.php?xsl=1594&s=40&v=9&c=12475&n=10&ni=1>
- Arnoldus, H., 1980. *An approximation of the rainfall factor in the Universal Soil Loss Equation*. Ed. Assessment of erosion, John Wiley & Sons, Chichester, 127-132.
- ARPAV, 2008. *Valutazione del rischio d'erosione per la regione Veneto*.
Disponibile online: http://www.arpa.veneto.it/temi-ambientali/suolo/file-e-allegati/documenti/minacce-di-degradazione/Rapporto%20finale_erosione_ARPAV3.pdf
- Aru, A., Baldaccini, P., Vacca, A., 1991. *Nota illustrativa alla carta dei suoli della Sardegna*. Dip. Scienze della Terra, Univ. di Cagliari, Regione Autonoma della Sardegna, 83 p.
- Bazzoffi, P., 2007. *Erosione del suolo e sviluppo rurale. Fondamenti e manualistica per la valutazione agroambientale*. Edagricole.
- Costantini, E.A.C., 2006. *Metodi di valutazione dei suoli e delle terre*. Collana di metodi analitici per l'agricoltura, Vol. 7, 121-122.
- Giovannozzi, M., Martalò, P.F., Mensio, F., *Carta dell'erosione reale del suolo a scala 1:250 000 Regione Piemonte*. Disponibile online: http://www.regione.piemonte.it/agri/psr2007_13/dwd/servizi/note_carta_erosione_reale_suoli.pdf
- Mitasova, H., Hofierka, J., Zlocha, M., Iverson, R.L., 1996. *Modeling topographic potential for erosion and deposition using GIS*. Int. Journal of Geographical Information Science, 10(5), 629-641.
- Renard, K.G., Foster, G.R., Weesies, G.A., McCool, D.K., Yoder, D.C. (Coordinators), 1997. *Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the revised universal soil loss equation (RUSLE)*. United States Department of Agriculture, Agriculture Research Service, Agriculture Handbook No 703, 384 pp.
- Panagos, P., Borrelli, P., Poesen, J., Ballabio, C., Lugato, E., Meusburger, K., Montanarella, L., Alewell, C., 2015. *The new assessment of soil loss by water erosion in Europe*. Environ. Sci. Pol., 54 (2015), pp. 438-447.
Disponibile online: <http://www.globalagriculture.org/fileadmin/files/weltagrarbericht/GlobalAgriculture/14Soils/2015JRCWatererosion.pdf>
- Wischmeier, W.H., Smith D.D., 1978. *Predicting rainfall simulator with improved characteristics for field erosion studies*. USDA, Agricultural Handbook 537.
Disponibile online: <http://www.scribd.com/doc/26639388/WISCHMEIER-e-SMITH-1978-Predicting-Rainfall-Erosion-Losses-a-Guide-to-Conservation-Planning#scribd>

Monitoraggio delle proprietà fisico-meccaniche per la qualità del suolo sottoposto a passaggi del macchinario agricolo

Pieranna Servadio^{*1}, Simone Bergonzoli²

¹ Consiglio per la ricerca in agricoltura e l'analisi dell'economia Agraria (CREA)

² Unità di Ricerca per l'Ingegneria Agraria (ING)

* pieranna.servadio@entecra.it

Introduzione

Le proprietà del suolo variano continuamente nel tempo e nello spazio in base all'uso dello stesso ed alla gestione colturale adottata; l'intensità e la distribuzione del traffico del macchinario agricolo possono causare un'elevata variabilità spaziale delle sue proprietà fisico-meccaniche e della resa colturale. Di conseguenza la gestione uniforme dei campi risulta essere una eccessiva applicazione di input sia chimici che energetici. Le tecniche colturali di Agricoltura di Precisione tramite l'utilizzo di tecnologie informatiche GIS e GPS e l'applicazione del traffico controllato delle trattrici e la differenziazione delle lavorazioni del suolo, permettono di limitare i danni da compattamento e dunque di conservare la risorsa suolo (Servadio *et al.*, 2014; Servadio *et al.*, 2015). L'obiettivo di questo studio è stato quello di monitorare la variabilità spaziale delle proprietà fisico-meccaniche del suolo (Argilla, Cone Index, Resistenza al Taglio, Massa volumica apparente, Sostanza Organica) e della resa finalizzato a stabilire la trafficabilità del macchinario agricolo in un caso e la lavorabilità nell'altro.

Materiali e metodi

Le prove sperimentali sono state condotte in due aziende agricole situate nel centro Italia, la prima vicino a Roma (41°52'502" N; 12°12'866" E) e la seconda situata nella Regione Marche (43°33'17.181" N; 13°03'59.684" E), in entrambe i campi oggetto di prova erano seminati con frumento (*Triticum aestivum*).

Monitoraggio delle caratteristiche fisico-meccaniche

In entrambi i siti sperimentali, mese di Marzo nel primo e mese di Giugno nel secondo, è stato eseguito un campionamento a griglia georeferenziato per monitorare la variabilità spaziale delle proprietà fisico-meccaniche del suolo (Resistenza al Taglio, Resistenza alla penetrazione, Massa volumica apparente, Argilla, Sostanza Organica) e della resa solo nel primo caso.

La resistenza al taglio è stata misurata utilizzando uno scissometro da 0 a 260 kPa. La resistenza alla penetrazione è stata misurata per mezzo di un penetrometro elettronico equipaggiato con GPS ed un cono di 60° e 100 mm² di base. La massa volumica apparente è stata misurata prelevando dei campioni di suolo tramite un cilindro di 100 cm³. La tessitura del suolo è stata determinata per sedimentazione dopo la separazioni delle

frazioni di argilla, sabbia e limo, mentre la sostanza organica è stata calcolata dal carbonio organico ($C \times 1.72$). I dati acquisiti sono stati elaborati tramite il software ArcGis 10, per l'interpolazione e la redazione di mappe tematiche per la rappresentazione grafica della variabilità spaziale (Bergonzoli *et al.*, 2012; Servadio *et al.*, 2013).

Monitoraggio del traffico e delle traiettorie delle macchine operatrici e del compattamento del suolo

Le prove sperimentali sono state condotte in un'azienda vicino a Roma ($41^{\circ}52'502''$ N; $12^{\circ}12'866''$ E) in un campo caratterizzato da suolo argilloso e contenuto idrico sopra la capacità di campo che variava tra 33 e 45 g $100g^{-1}$. Il suolo era stato in precedenza lavorato alla profondità di 0.4 m, erpicato superficialmente a 0.2 m e successivamente seminato con frumento. Le concimazioni sono state eseguite nel mese di Marzo utilizzando i seguenti macchinari le cui principali caratteristiche tecniche sono riportate nella tabella 1:

1. trattrice gommata (73.5 kW di potenza e 4620 kg di massa), equipaggiata con pneumatici extra larghi a basso rapporto d'aspetto, e lo spandiconcime portato (1520 kg di massa + 1200 kg di concime) con una larghezza operativa di 14 m, denominata WTEL;
2. semovente spandiconcime (130 kW di potenza e 11700 kg di massa) equipaggiata con pneumatici stretti ed isodiametrici e una capacità operativa di 24 m (2500 kg di concime), denominata WTN.

Durante la concimazione del frumento, un ricevitore DGPS è stato posizionato sulle trattrici per monitorare la traiettoria seguita all'interno del campo. L'area totale coperta dal passaggio delle trattrici è stata calcolata per mezzo del software ArcGis 10. I rilievi sul compattamento sono stati effettuati sulle orme lasciate dalle macchine durante il traffico. Al termine del ciclo colturale la mappa della resa colturale è stata acquisita da una mietitrebbiatrice equipaggiata con GPS e sistema per l'agricoltura di precisione.

Monitoraggio delle prestazioni delle trattrici durante le lavorazioni del terreno

Le prove sperimentali sono state condotte in un'azienda agricola situata nella Regione Marche ($43^{\circ}33'17.181''$ N; $13^{\circ}03'59.684''$ E), su suolo argillo-limoso durante la lavorazione estiva del terreno.

Sono stati selezionati due campi sperimentali adiacenti, uno in pendenza (1.1 ha) ed uno in pianura (1.0 ha). La lavorazione del terreno è stata eseguita nel mese di luglio in entrambi i campi sperimentali, caratterizzati da un suolo argillo-limoso ed un contenuto idrico del suolo pari al 25 % e 31 % della capacità di campo. A settembre è stata eseguita la semina diretta nel campo sperimentale in pianura ad un contenuto idrico pari al 25% della capacità di campo. L'aratura del terreno è stata eseguita:

1. con trattrice gommata ad elevatissima potenza (217 KW; e massa 9684 kg + 1600 kg di zavorre) equipaggiata con un aratro reversibile semi-montato a quattro vomeri (2300 kg) operante nel campo in pendenza;
2. con trattrice di media potenza con cingoli in ferro (120 kW; massa 14000 kg) equi-

- paggiata con aratro portato a tre vomeri (1100 kg) operante nel campo in pianura.
3. La semina diretta è stata eseguita nel mese di settembre con una trattrice gommata di elevatissima potenza (265 kW; e massa 18000 kg) equipaggiata con trasmissione della potenza idro-meccanica trainante la seminatrice.

Tabella 1 – Caratteristiche principali delle trattrici gommate equipaggiate con pneumatici extra larghi e a basso rapporto d'aspetto e lo spandiconcime portato (WTEL) e la semovente spandiconcime equipaggiata con pneumatici stretti e isodiametrici (WTN).

Caratteristiche	WTEL		Spandiconcime trainato		WTN
Massa (kg)	4620		1520		9200
Fertilizzante (kg)			1200		2500
Larghezza di lavoro (m)			14		24
Tipo di pneumatico	<i>Anteriore</i> 550/60-22.5	<i>Posteriore</i> 850/50-30.5	<i>Anteriore</i> 500/60-15.5	<i>Posteriore</i> 400/60-15.5	<i>Ant / Post</i> 270/95 R 32
Rapporto d'aspetto (altezza/larghezza)	0.60	0.50	0.60	0.60	0.95
Area totale di contatto degli pneumatici sul suolo (m ²)	0.43	0.86	0.30	0.22	0.20
Pressione teorica di contatto al suolo degli pneumatici (kPa)	51	25	25 ^s /44 ^c	34 ^s /61 ^c	230 ^s /270 ^c
Pressione gonf. (kPa)	70	60	60	70	280

^s spandiconcime scarico, ^c spandiconcime carico

Risultati e discussione

Monitoraggio del traffico e delle traiettorie delle macchine operatrici e del compattamento del suolo

Mappatura caratteristiche fisico-meccaniche del suolo

I risultati di alcune proprietà del suolo: granulometria, contenuto idrico, azoto totale (N), sostanza organica (SO), resistenza alla penetrazione (CI), resa colturale, misurati sulla base di una griglia di campionamento da 0 a 0.2 m di profondità sono mostrati in tabella 2 con i relativi coefficienti di variazione.

Dall'analisi della tabella 2 emerge una elevata variabilità spaziale all'interno del campo relativa alle proprietà del suolo e alla resa colturale, evidenziata sia dagli alti valori del CV che dalla presenza di aree omogenee e ben definite riscontrate nelle mappe.

Tabella 2 – Media e CV di alcune proprietà fisico-meccaniche del suolo e della resa colturale.

Proprietà	Media g (100 g) ⁻¹	CV (%)
Sabbia (2000-50 µm)	20.3	85.0
Argilla (<2 µm)	53.0	20.1
Limo (50-2 µm)	26.7	30.7
Contenuto idrico	33.2	7.58
Sostanza organica (%)	2.5	16.3
Azoto (%)	0.20	19.2
Cone index (MPa)	0.64	15.6
Resa (t/ha)	4.52	28.5

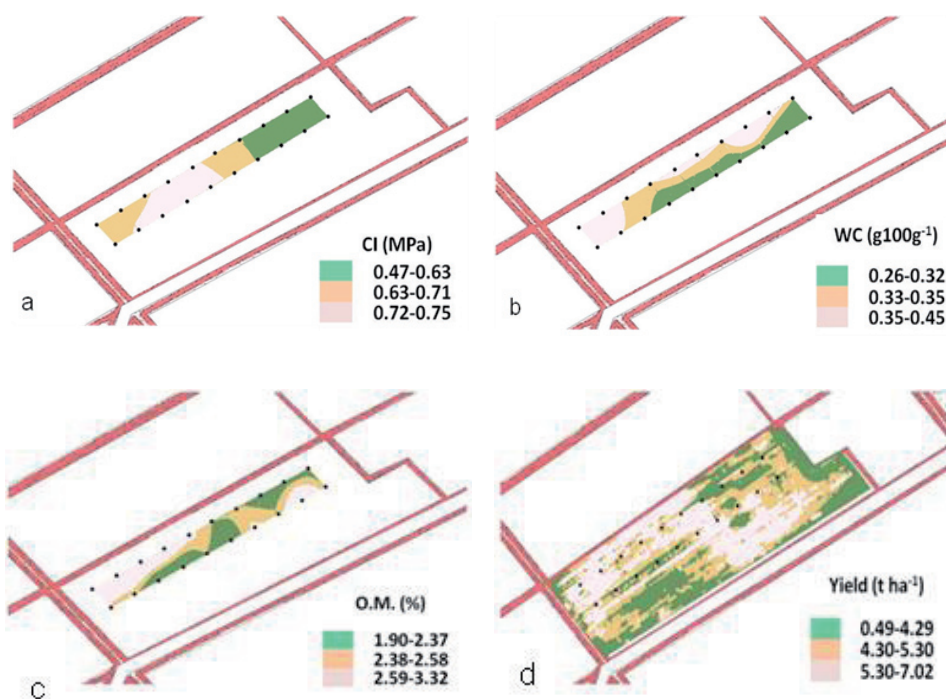


Figura 1 – Mappatura dei parametri studiati (0-0.20 m profondità): [a] resistenza alla penetrazione (CI); [b] contenuto idrico (WC); [c] sostanza organica (OM) [d] resa colturale (• Punti di campionamento).

Le mappe (Figura 1) hanno infatti evidenziato la presenza di aree omogenee caratterizzate da elevati valori di contenuto idrico del suolo, tra 30 e 44 g (100 g)⁻¹, sopra la capacità di campo e elevati livelli di compattamento del suolo. Riguardo la variabilità riscontrata, differenti tipologie di lavorazione del suolo, trattrici e pneumatici dovrebbero essere adottate.

Traiettorie e compattamento

Per trafficare il suolo durante la fertilizzazione, eseguita con le condizioni di campo sopra descritte, si è reso necessario l'utilizzo di una trattoria equipaggiata con pneumatici extra larghi.

Con contenuto idrico del suolo più basso, l'uso di pneumatici stretti per eseguire la fertilizzazione permette di limitare il danno alla coltura in atto e di compattare meno superficie rispetto ad una trattoria equipaggiata con pneumatici extra larghi. Il risultato del monitoraggio relativo alle traiettorie seguite dalle trattorie utilizzate e le relative superfici coperte dal passaggio degli pneumatici sono mostrate in figura 2.

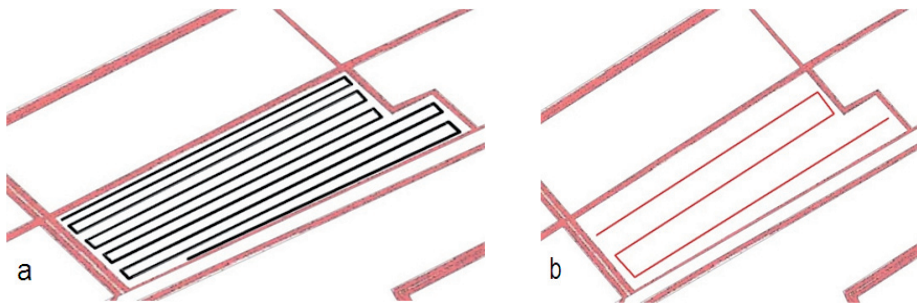


Figura 2 – Monitoraggio delle traiettorie delle macchine durante la fertilizzazione, a) WTEL, b) WTN.

La superficie coperta dagli pneumatici della trattoria WTEL durante la fertilizzazione, avendo una capacità operativa di 14 m è stata del 7.5% rispetto all'intero campo (16.32 ha), mentre la semovente WTN, avendo una capacità operativa di 24 m ed essendo equipaggiata con pneumatici stretti, ha coperto un'area pari al 2.5% dell'intero campo. Relativamente al compattamento, dall'analisi dei valori medi è emerso che l'incremento della resistenza alla penetrazione sul controllo negli strati più superficiali del suolo (0-0.10 m) era compreso tra il 60 e il 140% per il trattamento WTEL e tra il 70 e il 150% per il trattamento WTN. I risultati per le due trattorie (WTEL e WTN), misurato in termini di resistenza al taglio, resistenza alla penetrazione e sinkage nei diversi strati sono mostrati tabella 3.

Tabella 3 – Valori medi e differenze della resistenza alla penetrazione (Cone Index), resistenza al taglio e sinkage fra le tesi WTEL e WTN.

Parametri	Profondità (m)	WTEL	WTN	$\Delta(\%)$
Cone index (MPa)	0-0.20	0.6	0.9	46.3
	0.21-0.40	1.2	1.3	6.9
Resistenza al taglio (kPa)	0-0.20	58.5	156	168
Sinkage (cm)	Medio	5	12	140
	Max	7	18	160

Il trattamento WTEL ha mostrato una maggiore superficie coperta dal passaggio degli pneumatici, dovuta alla più elevata larghezza degli pneumatici come riportato nella tabella 1, ma un minore compattamento del suolo come riportato nella Tabella 3, dovuto alla minore pressione teorica di contatto al suolo rispetto al trattamento WTN, soprattutto negli strati superficiali (0-0.2 m profondità). Infatti le differenze fra i due trattamenti ($\Delta\%$) mostrano valori del CI, della resistenza al taglio e del sinkage rispettivamente del 46.3, 168 e 140/160% sempre a sfavore della macchina equipaggiata con pneumatici stretti (WTN) rispetto a quella equipaggiata con pneumatici larghi (WTEL).

Lavorazione del terreno

Mappatura parametri fisico-meccanici del suolo prima della lavorazione del terreno

I risultati ottenuti, relativi ai parametri fisico-meccanici del suolo (Tabella 4) hanno evidenziato elevati valori di resistenza al taglio ($RT > 180$ kPa) e massa volumica ($MV > 1.39$ Mg m⁻³) sia nel campo in pianura che in quello in pendenza. Dall'analisi delle mappe interpolate di: sostanza organica (SO), resistenza al taglio (Figura 3) e massa volumica, è emersa la presenza di una zona omogenea e ben definita nella parte rivolta ad est del campo in piano. Essendo quest'area caratterizzata da un basso livello di tenacità del suolo ($RT < 80$ kPa e $MV < 1.38$ Mg m⁻³) e da un alto contenuto di sostanza organica ($SO > 1.55$ %) è stata gestita con la semina diretta del frumento.

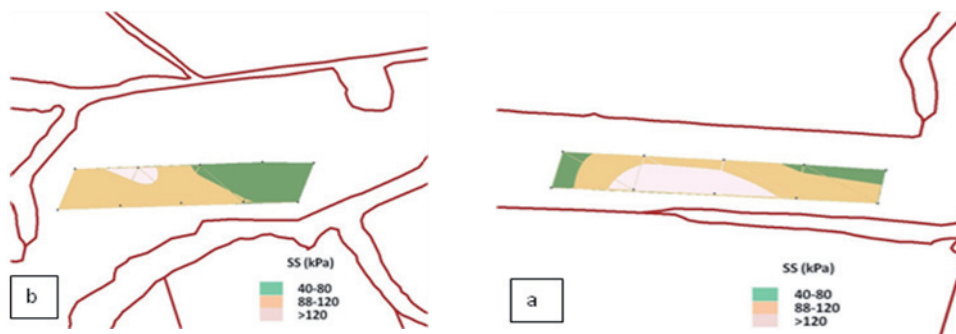


Figura 3 – Mappatura della resistenza al taglio, SS: [a] campo in pendenza; [b] campo in pianura.

Tabella 4 – Valori medi (0-0.20 m profondità) e coefficiente di variabilità di alcune proprietà chimico-fisiche del suolo (Giugno).

Proprietà del suolo	Campo in piano		Campo in pendenza	
	Media ^a	CV (%)	Media ^a	CV (%)
Sabbia (g 100g ⁻¹)	9.25	25	8.06	27.8
Limo (g 100g ⁻¹)	43.1	6.35	41.6	5.63
Argilla (g 100g ⁻¹)	47.6	5.47	50.3	6.76
Tessitura ^b	Silty Clay			
Resistenza al taglio (kPa)	188	33.8	222	41.4
Massa volumica (Mg m ⁻³)	1.39	9.79	1.48	8.5
Contenuto idrico (g 100g ⁻¹)	31.2	9.69	29.1	11.7
Stabilità della struttura degli aggregati (%)	31.5	-	56	-
Capacità di campo (%)	36.7	-	37.9	-
SO(%)	1.54	14.8	1.3	14.9
TOC (%)	0.89	14.8	0.75	14.9
P (ppm)	11.5	13.2	5.87	36.7
CSC (meq %)	27.5	4.5	27.2	4.21
Na (%)	3.1	47.6	1.92	34.6

Prestazioni delle trattrici durante le lavorazioni del terreno

I risultati riportati in tabella 5 mostrano che la semina diretta (GD+F piano) ha fatto rilevare i valori dell'efficienza di campo (0.26 h ha⁻¹) e del consumo unitario (11 kg ha⁻¹) più bassi poiché la trattrice operava a elevata velocità di avanzamento e larghezza di lavoro.

Durante l'aratura convenzionale (IT-piano, WT-pendenza) la richiesta in energia da combustibile fossile e le emissioni di CO₂ sono risultate di uguale entità (2.2 GJ ha⁻¹; 49 kg C ha⁻¹) mentre sono risultate di gran lunga inferiore per la semina diretta (0.5 GJ ha⁻¹; 11 kg C ha⁻¹). Durante le lavorazioni del terreno condotte a 0.4 m di profondità entrambi i cantieri di lavoro hanno registrato buone prestazioni di trazione evidenziate da valori di slittamento inferiori al 15%. Il consumo orario di carburante della trattrice gommata (47 kg h⁻¹) è risultato più elevato di quello della trattrice cingolata (27 kg h⁻¹); la trattrice gommata grazie all'elevata larghezza di lavoro ha registrato una più alta efficienza di campo (1.07 h ha⁻¹) rispetto alla trattrice cingolata (1.78 h ha⁻¹) contrariamente il consumo per ettaro è risultato di pari entità (48-50 kg ha⁻¹).

La resa colturale del frumento a semina diretta (5.1 t ha⁻¹) è risultata solo il 9% inferiore rispetto a quella del trattamento soggetto a lavorazione convenzionale (5.6 t ha⁻¹) del terreno.

Il costo totale del ciclo colturale del campo a semina diretta (960 €/ha) è risultato essere il 16% inferiore rispetto ai campi lavorati convenzionalmente (1145 €/ha).

Tabella 5 – Prestazioni dei cantieri di lavoro durante l'aratura (Luglio) e la semina diretta (Settembre).

	Cantieri di lavoro		
	TT-piano	WT-pendenza	GD+F piano
Velocità d'avanzamento ($m s^{-1}$)	1.25	1.21	3.5
Sovralzo medio (m)	0.2	0.3	-
Rugosità media (m)	0.22	0.31	-
Larghezza di lavoro misurata (m)	1.25	2.13	3.0
Profondità di lavoro misurata (m)	0.4	0.4	0.03
Capacità di lavoro effettiva ($ha h^{-1}$)	0.56	0.93	3.8
Efficienza di campo ($h ha^{-1}$)	1.78	1.07	0.26
Rilievi sulla trattrice			
Slittamento (%)	14.1	6.93	-
Potenza erogata dal motore (kW)	120	217	200
Consumo di combustibile			
Orario ($kg h^{-1}$)	27	47	47
Specifico ($g kWh^{-1}$)	225	220	210
Unitario ($kg ha^{-1}$)	48	50	11
Energia globale impiegata ($KWh ha^{-1}$)	214	232	52
Energia ($GJ ha^{-1}$)	2.24	2.35	0.52
Emissioni di CO_2 ($kg C ha^{-1}$)	47.6	50	11

Conclusioni

1. Dall'analisi dei risultati emersi in questo studio si è evidenziato che, l'utilizzo di tecnologie dell'agricoltura di precisione come GPS e GIS hanno permesso di studiare e predire la variabilità spaziale e temporale delle proprietà del suolo e di individuare ed utilizzare alcuni indicatori di compattamento e tenacità del suolo in termini di CI, RT, MV, SO. Inoltre le mappe tematiche dei parametri del suolo studiati sono degli strumenti utili per la valutazione della trafficabilità e hanno evidenziato che per operare a questi livelli di contenuto idrico del suolo è stato necessario l'utilizzo di una trattrice equipaggiata con pneumatici extra larghi, a basso rapporto d'aspetto e pressione di gonfiaggio. Con contenuto idrico più basso, invece, pneumatici stretti permettono di trafficare solo l'interfila e compattare un'area inferiore rispetto a quella interessata dal passaggio di una trattrice con pneumatici extra larghi.
2. L'elaborazione dei dati di campo ha permesso di valutare l'efficienza energetica globale della lavorazione che dipende dalla superficie in ettari coperta in funzione del

tempo e dall'abilità della trattrice di convertire l'energia di combustione in potenza utile. Come risultato, le prestazioni ottenute uniscono tre indicatori che esprimono il tempo di esecuzione come un'efficienza di campo (b/ha), uno slittamento (%), ed un consumo unitario di combustibile (kg/ha). L'uso combinato delle tecnologie informative (IT), della trasmissione della potenza innovativa come la idro-meccanica e della semina diretta possono permettere una gestione più sostenibile dell'azienda agraria con notevole riduzione di energia impiegata e di CO₂ emessa. Anche se non esiste la migliore operazione colturale in assoluto, esiste un compromesso tra gli obiettivi: condizioni metereologiche, resa colturale, stato del suolo, costi, ecc.. I risultati ottenuti durante le lavorazioni permettono di considerare la tesi GD+F-plain come adatta per le condizioni di campo considerate.

BIBLIOGRAFIA

- Bergonzoli, S., Servadio, P., 2012. *Agricultural machineries wheeling and soil qualities mapping in climatic changes conditions*. European Geosciences Union General Assembly 2012 Vienna, Austria, 22-27 April 2012.
- Servadio, P., Bergonzoli, S., 2013. *Spatial variability of some soil properties and wheat yield within a trafficked field*. Proceedings of 9th European Conference on Precision Agriculture. Lleida, Catalonia, Spain, July 7-11 2013.
- Servadio, P., Bergonzoli, S., Toderi, M., 2014. *Soil mapping to assess workability in central Italy as climate change adaptation technique*. Global Nest Journal, 16,(2), 219-228.
- Servadio, P., Bergonzoli, S., 2015. *Spazial variability within a field and global efficiency during soil tillage*. Proc. of ISTVS 13th European Conference, Rome, 21-23 October 2015.

The soil erosion risk map of the Sicilian Region (1:250,000 scale)

Fantappiè M., Priori S., Costantini E.A.C.

Consiglio per la Ricerca in Agricoltura e l'Analisi dell'Economia Agraria, CREA-ABP, Centro per l'Agrobiologia e la Pedologia, Piazza M. d'Azeglio, 30 Firenze (Italy)

* info@soilpro.eu

Introduction

Soil erosion has been identified as one of the soil threats by the Thematic Strategy for Soil Protection of the European Union (Commission of European Communities, 2006) and the major cause of land degradation in Italy (Costantini and Lorenzetti, 2013). The European Commission encourages Member States to identify risk areas in order to promote soil protection measures.

The rate of soil erosion by water has been estimated and mapped in the Sicilian territory at different scales. There is work at both field and basin scale (Amore *et al.*, 2004; Conoscenti *et al.*, 2008; De Jong *et al.*, 1999), and maps compiled at national (Costantini, Urbano, Bonati, Nino, Fais, 2007; Costantini *et al.*, 2009; Grimm *et al.*, 2003; Van der Knijff *et al.*, 1999, 2000; Van Rompaey *et al.*, 2003) and European scale (Commission of European Communities, 1994; Kirkby *et al.*, 2004; Le Bissonnais *et al.*, 2002). There is currently no published map of soil erosion by water compiled specifically for the Sicilian territory and considering the whole region (small islands included).

The rate of soil erosion alone is not enough to indicate the risk of losing the soil resource, since the degree of risk varies according to soil depth, as well as the rate of new soil formation. In turn soil formation is determined by the weathering capability of the bedrock and by the amount of new sediment deposition (fluvial, colluvial, aeolian or volcanic). Another process of soil formation is driven by the ability of man to recover degraded land (shallow soils or bare rock outcrops), through agricultural management practices, such as deep ploughing, ripping, excavation and adding soil and sediment from various sources. However, the possibility of recovering degraded land is strictly related to bedrock hardness and workability. This research work was aimed at producing a map of soil erosion risk in the Sicilian region, expressed in terms of years to complete loss of soil cover to the effective rooting depth. The degree of risk was estimated as a function of: (i) rate of soil erosion by water, and (ii) soil rooting depth. In addition, an indication of where the economic costs of soil recovery are higher was added to the highest risk classes. The identification of depositional areas was also a part of the evaluation, since these lands are threatened by flooding, which is an off-site impact of soil water erosion (Dazzi, Lo Papa, 2013).

Materials and methods

Soil erosion by water

The rate of soil erosion by water (tons ha⁻¹ year⁻¹) was obtained by applying the Uni-

versal Soil Loss Equation (USLE) empirical model (Wischmeier and Smith, 1978). 5 different formulas to estimate the R factor (Arnoldous, 1977; Arnoldous, 1980; Ferro *et al.* 1999; Renard and Freimund, 1994; Yu and Rosewell, 1996) were tested and the one was chosen, which gave the minor Root Mean Squared Error in comparison to measured data in 5 meteorological stations (Agnese, 2006). The formula of Ferro *et al.* (1999) was chosen:

$$R = 0.5249 * \left(\frac{\sum_{j=1}^N \frac{\sum_{i=1}^{12} P_{ij}^2}{P_j}}{N} \right)^{1.59}$$

where R is the rainfall erosivity factor ($\text{Mj mm ha}^{-1} \text{hour}^{-1} \text{year}^{-1}$) for a period of N years, P_{ij} is the mean monthly precipitations of the i th month of the j th year, expressed as mm, and P_j is the mean annual precipitation of the j th year, expressed as mm. The R factor was calculated for 60 data points of mean annual and monthly precipitation (1979-2008), on a 32 km grid throughout Sicily, and then interpolated for the whole island by ordinary kriging.

The soil erodibility factor (K, in $\text{t h MJ}^{-1} \text{mm}^{-1}$) was mapped on the basis of soil texture and soil organic carbon content of the topsoil (averaged for the first 50 cm of soil depth) applying the coefficients of Stone and Hilborn (2012). Soil texture and soil organic carbon content were derived from the 1:250,000 scale Soil Map of Sicily (Fantappiè *et al.*, 2011). The soil erodibility factor was corrected using the reduction coefficient of Poesen *et al.* (1994) ($e^{-0.04(\text{Rc}-10)}$) which considers the rock fragment cover Rc (the percentage of particles > 2 mm diameter on the soil surface, including stoniness and rockiness). In the case of volcanic soils we follow Van der Knijff *et al.* (1999) and assigned a K factor of 0.08. Volcanic soils, which have low erodibility on the basis of their sandy texture, instead are highly erodible because of their thixotropic characteristics.

The slope-length and slope gradient (LS) factors were derived from the Digital Terrain Model of Sicily (20×20 m) using the formulas proposed by Wischmeier and Smith (1978), and revised by McCool *et al.* (1987, 1989):

$$L = \left(\frac{s'l}{22.13} \right)^m \quad m = \beta / (1 + \beta); \beta = (\text{sen}\theta / 0.086) / [3 * (\text{sen}\theta)^{0.8} + 0.56]; s'l = p_s / \cos\theta$$

$$\text{sen} = (16.8 * \text{sen}\sigma) - 0.5$$

where L is the slope length factor (adimensional) and S is the slope gradient factor (adimensional), $s'l$ is the slope length expressed as meters, p_s is the pixel size of the DTM (20 m), θ is the slope gradient expressed as radians. The formula chosen to calculate the slope gradient factor permits negative values for slope gradients less than 3%, so we could delineate depositional and flat areas. The map of the potential rate of soil erosion by water (E_p , in $\text{tons ha}^{-1} \text{year}^{-1}$) was then obtained by multiplying the R, K, L and S factors.

1926 georeferenced sites were collected from published (pedological or geomorphological) field surveys, where no field evidence of soil erosion by water was detected by the surveyors. The E_p rates corresponding to each of the 1926 sites were derived from the E_p map. The sicilian land uses were grouped into nine groups on the base of significantly differences of E_p : arable lands: crop monocultures; arable lands: crop associations; vineyards; shrublands and post fire vegetation; olive groves, fruit trees, eucalyptus plantations; hay and pastures; woods, conifers; woods: broadleaves, mixed woods; citrus. C factors were calibrated with an innovative methodology for the nine kinds of land use with the formula $C = Et/\mu E_p$, where Et is the actual rate of soil erosion by water (set as equal to $2 \text{ ton ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ in all cases because it is a rate considered a 'tolerable soil erosion rate' (Jones *et al.*, 2012), and therefore supposed to be not visible to the naked eye), μE_p is the mean E_p calculated for each of the 9 kinds of land use. The calibrated C factors were applied to the land use map, to obtain the land cover and management factor. Three sources were selected and put together to map the land use of Sicily: the 'CORINE Land Cover map of Sicily' of 2006 (De Jager, 2012); the 'Land use map of Sicily at 1:250,000 scale' (Regione Siciliana, 1994); and the 'Map of wood categories and types of Sicily' (Regione Siciliana, 2010). The CORINE Land Cover map (100 m pixel size) was used as the base map. The land use map of Sicily of 1994 was used to map citrus groves. The map of wood categories and types for Sicily was used for woods and natural land. The delineation of the terraced landscapes of Sicily (Barbera *et al.*, 2010) was used to map the P factor, with P equal to zero in the case of presence of terraces, and equal to 1 in the case of absence. The map of the actual rate of soil erosion by water (E , in tons $\text{ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$) was then obtained by multiplying the three maps of E_p , C and P factors.

Quantitative and qualitative Validation of the map of actual soil erosion

3 maps of soil erosion by water produced by JRC were acquired PESERA (Kirkby *et al.*, 2004), USLE (Grimm *et al.*, 2003; Van Rompaey *et al.*, 2003), MESALES (Le Bissonnais *et al.*, 2002). Our maps of potential and actual soil erosion by water was quantitatively validated, also in comparison with the maps of PESERA and USLE of JRC, on the base of published data on measured soil erosion by water at 3 agricultural sites in Sicily (Bagarello *et al.*, 2010 e 2012; Cosentino *et al.*, 2004; Novara *et al.*, 2011). 6,150 georeferenced sites with surveyed information on presence or absence of soil erosion by water were collected in Sicily. These sites were used for a qualitative validation done calculating the positive and negative Bayesian predictivity (Lesaffre *et al.*, 2012).

Years to loss of the soil cover

The map of the years necessary to completely lose soil cover to the effective rooting depth was obtained using the formula $Y = Q_s/E$, where Y are the number of years needed to completely loose the soil cover to the effective rooting depth, Q_s is the mass of soil cover to the effective rooting depth (tons ha^{-1}), and E is the actual rate of soil erosion by water ($\text{tons ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$). The map of the quantity of soil cover to the effective rooting depth (tons ha^{-1}), was derived from the Soil Map of Sicily (Fantappiè *et al.*

2011), using the formula $Q_s = \mu_B \times \mu_D$ where Q_s is the mass of soil cover to the effective rooting depth (tons ha^{-1}), μ_B is the mean bulk density ($kg\ dm^{-3}$) of the soils of each delineation, and μ_D is the mean effective rooting depth (dm) of the soils in each delineation.

Bedrock hardness and workability

The main lithotypes in the Sicilian Region (Regione Siciliana, 2002) were subdivided into three classes according to their estimated workability. A qualitative classification was adopted since there is no specific and exhaustive quantitative information on the costs of artificial soil formation from different bedrock types. The lithologies with low costs of artificial soil formation (class 1) include: colluvial and alluvial deposits, and pyroclastic deposits, where artificial soil formation can be achieved with deep ploughing carried out with ordinary agricultural machinery. The lithologies with medium costs of soil recovery (class 2) included arenaceous and clayey-calcareous flysches, metamorphic shales, and phyllites, marls, chalks, shales, marine clays, gypsums, calcarenites and dolomites. In these cases, deep ploughing or ripping can be carried out with heavy machinery, with costs ranging from 500 to 5000 euro ha^{-1} . Hard limestones, travertines, metamorphic rocks (marbles, gneiss, quartzite, migmatites), and volcanic rocks, constitute lithologies with a high cost of soil formation (class 3), where soil recovery can reach more than 20,000 euro ha^{-1} (Ferrara, 2013).

The resulting soil erosion risk map

The map was subdivided into four empirical classes of risk, making reference to the concept of ‘tolerable erosion’ and the years suggested by the European Environmental Agency (European Environment Agency, 1998), as follows: (i) low risk or not appreciable soil erosion where, potentially, more than 500 years could be necessary for complete erosion of soil cover; (ii) Moderate risk, where the time for complete erosion of soil cover could span between 100 and 500 years; (iii) High risk, where complete erosion could span between 10 and 100 years; (iv) Very high risk, where complete erosion could occur within 10 years. The lithologies of class 3 were intersected with the soil erosion risk map, to create two interpretative classes of the risk: (i) High risk of soil erosion on bedrock with low workability and high costs of soil recovery; (ii) Very high risk of soil erosion on bedrock with low workability and high costs of soil recovery. In these areas, the high and very high risk of total loss of soil is aggravated by the high cost of new artificial soil formation from the bedrock, increasing the severity of complete soil loss.

Results and discussion

The C factors calibrated for the 9 kind of land uses are present in the Table 1. The results of quantitative and qualitative validation are reported in Table 2 and 3.

Table 1 – The calibrated C factors.

Land use classes	Corine Land Cover ciodes	C factors
Arable lands: crop monocultures	211, 212, 213	0,197
Arable lands: crop associations	242, 243	0,212
Vineyards	221	0,542
Shrublands and post fire vegetation	323, 324, 333, 334	0,090
Olive groves, fruit trees, eucalyptus plantations	223, 222, 224	0,272
Hay and pastures	231, 321, 322	0,074
Woods, conifers	312	0,056
Woods: broadleaves, mixed woods	311, 313	0,051
Citrus	2223	0,253

Table 2 – The results of quantitative validation.

Measured	Data source	Our USLE	USLE JRC	PESERA
49,38	Potential soil erosion. Bagarello <i>et al.</i> (2010)	45,87	-	-
13,79	Actual soil erosion, Cosentino <i>et al.</i> (2004)	18,95	6,18	0,05
60,05	Actual soil erosion, Novara <i>et al.</i> (2011)	78,15	6,23	0,20

Table 3 – The results of qualitative validation.

	Positive predictivity	Negative predictivity
USLE calibrated	0,815	0,610
USLE JRC	0,704	0,487
PESERA	0,566	0,321
MESALES	0,599	0,287

The results (see Figure 1) of our study indicate that with the existing land use and management about one third (32.6%, 8382.9 km²) of the Sicilian region (excluding urban areas and water bodies), are threatened with complete erosion to rooting depth within a maximum of 100 years, and about 1.3% (around 323.6 km²) in less than 10 years. Soils at high or very high risk are shallow and have an accelerated rate of erosion by water. For 1230.9 km² (4.8% of the Sicilian region) the high or very high risk is aggravated

because the soil is formed on rocks with low workability, where soil recovery through grinding is very costly. The soil erosion risk map of the Sicilian region shows that these areas are concentrated on the Nebrodi and Peloritani ranges and on the mountains close to Palermo, along the coast of the Messina province, and on some small islands.

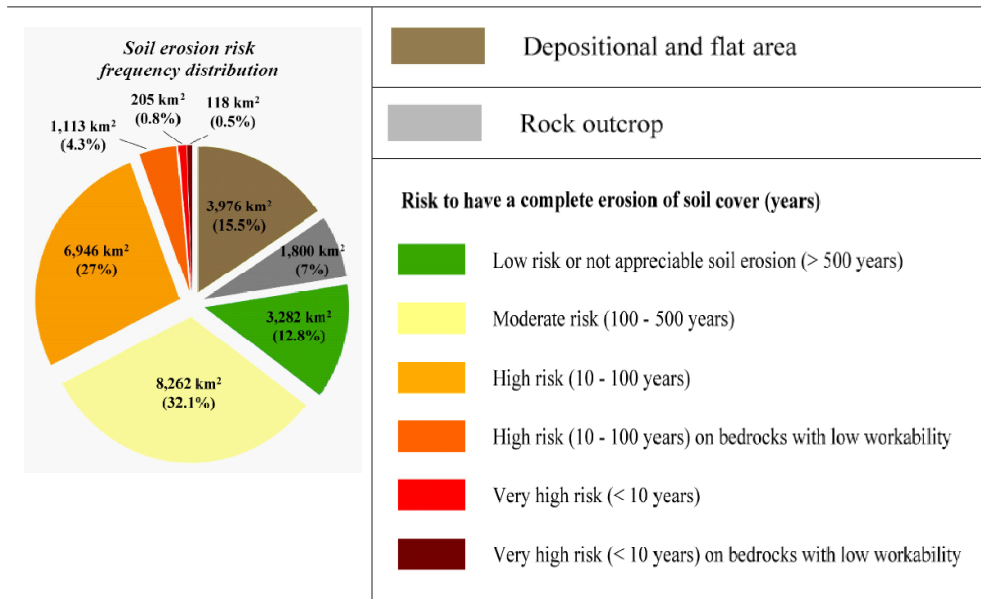


Figure 1 – Frequency distribution of the 6 classes of soil erosion risks delineated in the map.

Conclusions

Vineyards is the land use kind which is less protective against soil erosion by water. The most protective land uses are woods, followed by shrublands and post fire vegetation, hay and pastures. With an intermediate protective level we found all the other agricultural land uses.

Our maps of potential and actual soil erosion by water resulted the best in the qualitative validation either in comparison to PESERA and to USLE maps of JRC. Our map of actual soil erosion by water delineated correctly the presence of erosion with a probability of the 81.5% (positive predictivity) and the absence with a probability of the 61% (negative predictivity). The PESERA, USLE and MESALES maps of JRC gave lower predictivity results either positive and negative, but the USLE model was the best between the 3 JRC maps.

The map will be an helpful instrument for the regional administration to identify the most threatened areas, which should be prioritized for the implementation of soil protection measures.

Acknowledgements

We acknowledge Drs. Fabio Guaitoli, Gabriella Matranga, and Marco Perciabosco, of the Sicilian Region, for support given in retrieving the thematic data. The work was made under the framework of the SOILPRO (LIFE08ENV/IT/000428) project.

REFERENCES

- Agnese, C., Bagarello, V., Corrao, C., D'Agostino, L., D'Asaro, F., 2006. *Influence of the rainfall measurement interval on the erosivity determinations in the Mediterranean area*. Journal of Hydrology 329, 39-48. doi:10.1016/j.hydrol.2006.02.002.
- Amore, E., Modica, C., Nearing, M.A., Santoro, V.C., 2004. *Scale effect in USLE and WEPP application for soil erosion computation from three Sicilian basins*. Journal of Hydrology, 293, 100-114. doi:10.1016/j.jhydrol.2004.01.018
- Arnoldous, H.M.J., (1977). *Methodology used to determinate the maximum potential average soil loss due to sheet and rill erosion in Morocco*. In: Assessing soil degradation. FAO Soils Bull 34:39-51.
- Arnoldous, H.M.J., 1980. *An approximation of the rainfall factor in the Universal Soil Loss Equation*. In De Boodt, M., Gabriels, D., (editors). *Assessment of Erosion*. Wiley and Sons, UK, 127-132.
- Bagarello, V., Di Stefano, C., Ferro, V., Pampalone, V., (2010). *Statistical distribution of soil loss and sediment yield at Sparacia experimental area, Sicily*. Catena 82, 45–52. Doi:10.1016/j.catena.2010.04.006.
- Bagarello, V., Ferro, V., 2012. *Testing the “physical model concept” by soil loss data measured in Sicily*. Catena 95:1-5. Doi:10.1016/j.catena.2012.02.017.
- Barbera, G., Cullotta, S., Rossi Doria, I., Rühl, J., Rossi Doria, B., 2010. *I paesaggi a terrazze in Sicilia: metodologie per l'analisi, la tutela e la valorizzazione*. ARPA Sicilia, Collana Studi e Ricerche n. 7, Palermo. 531 pp.
- Commission of European Communities, 1994. *CORINE Soil erosion risk and important land resources – in the southern regions of the European Community*. Brussels, Luxembourg, 124 pp. (online) <http://www.eea.europa.eu/publications/COR0-soil>.
- Commission of European Communities, 2006. *Communication from the Commission to the Council, the European Parliament, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. Thematic strategy for soil protection*. Brussels, Luxembourg, COM(2006)231 final, 12 pp.
- Conoscenti, C., Di Maggio, C., Rotigliano, E., 2008. *Soil erosion susceptibility assessment and validation using a geostatistical multivariate approach: A test in Southern Sicily*. Natural Hazards, 46, 287-305. doi:10.1007/s11069-007-9188-0.
- Cosentino, S.L., Mantineo, M., Foti, S., Spadaro, G., 2004. *Cropping systems and soil erosion in mediterranean environment*. In Jacobsen, S.E., Richardt Jensen, C., Porter, J.R., (Eds.) *Book of proceedings*, VIII ESA Congress, European Society for Agronomy, 11-15 July 2004, Copenhagen, Denmark, 977-978.
- Costantini, E.A.C., Lorenzetti, R., 2013. *Soil degradation processes in the Italian agricultural and forest ecosystems*. Italian Journal of Agronomy, 8(e28), 233-243 doi:10.4081/ija.2013.e28.
- De Jong, S.M., Paracchini, M.L., Bertolo, F., Folving, S., Megier, J., De Roo, A.P.J., 1999.

- Regional assessment of soil erosion using the distributed model SEMMED and remotely sensed data.* Catena, 37(3-4), 291-308.
- Dazzi, C., Lo Papa, G., 2013. *Soil Threats*. In Costantini E.A.C., Dazzi, C. (Eds.), *The Soils of Italy*, World Soil Book Series, Springer. doi:10.1007/987-94-007-5642-7_8.
 - De Jager, A.L., 2012. *Preparing CORINE Land Cover data for use. Optimization of Land Cover data using a database and a topological GIS platform.* European Commission. Joint Research Center. Institute for Environment and Sustainability. EUR 25163 EN. ISBN 978-92-79-22720-2.
 - European Environment Agency, 1998. *Europe's Environment: The Second Assessment*, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg. ISBN 92-828-3351-8 (online) <http://www.eea.europa.eu/publications/92-828-3351-8>.
 - Fantappiè, M., Bocci, M., Paolanti, M., Perciabosco, M., Antinoro, C., Rivieccio, R., Costantini, E.A.C., 2011. *Realizzazione della carta digitale dei suoli della Sicilia utilizzando il rilevamento GIS-orientato e un modello CLORPT*. In Dazzi, C. (Eds.), *II World Soil Day e la percezione del suolo*, atti del workshop, Contributi liberi, Parte II:139-142.
 - Ferro, V., Porto, P., Bofu, Y., 1999. *A comparative study of rainfall erosivity estimation for southern Italy and southeastern Australia*. Hydrological Sciences Journal, 44(1), 3-24.
 - Grimm, M., Jones, R. J. A., Rusco, E., Montanarella, L., 2003. *Soil Erosion Risk in Italy: a revised USLE approach*. European Soil Bureau Research Report No.11, EUR 20677 EN. Office for Official Publications of the European Communities, Brussels, Luxembourg, 28 pp..
 - Jones, A., Panagos, P., Barcelo, S., Bouraoui, F., Bosco, C., Dewitte, O., Yigini, Y., 2012. *The state of soil in Europe. A contribution of the JRC to the EEA Environment State and Outlook*. Report EUR 25185 EN. ISBN 978-92-79-22806-3. doi:10.27 88/77361. Office for Official Publications of the European Communities, Brussels, Luxembourg, 76 pp. (online). http://ec.europa.eu/dgs/jrc/downloads/jrc_reference_report_2012_02_soil.pdf.
 - Kirkby, M.J., Jones, R.J.A., Irvine, B., Gobin, A., Govers, G., Cerdan, O., Van Rompaey, A.J.J., Le Bissonnais, Y., Daroussin, J., King, D., Montanarella, L., Grimm, M., Vieillefont, V., Puigdefabregas, J., Boer, M., Kosmas, C., Yassoglou, N., Tsara, M., Mantel, S., Van Lynden, G.J. and Huting, J., 2004. *Pan-European Soil Erosion Risk Assessment: The PESERA Map*, Version 1 October 2003. Explanation of Special Publication Ispra 2004 No.73 (S.P.I.04.73). Office for Official Publications of the European Communities, Brussels, Luxembourg. EUR 21176, European Soil Bureau Research Report 16, 18 pp..
 - Le Bissonnais, Y., Montier, C., Jamagne, M., Daroussin, J., King, D., 2002. *Mapping erosion risk for cultivated soil in France*. Catena, 46, 207-220.
 - McCool, D.K., Foster, G.R., Mutchler, C.K., Meyer, L.D., 1987. *Revised slope steepness factor for the Universal Soil Loss Equation*. Transactions of the American Society of Agricultural Engineers, 30(5), 1987-96.
 - McCool, D.K., Foster, G.R., Mutchler, C.K., Meyer, L.D., 1989. *Revised slope length factor for the Universal Soil Loss Equation*. Transactions of the American Society of Agricultural Engineers, 32(5), 1571-576.
 - Poesen, J.W., Torri, D., Bunte, K., 1994. *Effects of rock fragments on soil erosion by water at different spatial scales: A review*. Catena, 23, 141-166.
 - Novara, A., Gristina, L., Saladino, S.S., Santoro, A., Cerdà, A., 2011. *Soil erosion assessment on tillage and alternative soil managements in a Sicilian vineyard*. Soil & Tillage Research 117, 140-147.

Doi:10.1016/j.still.2011.09.007.

- Regione Siciliana, 1994. *Carta dell'Uso del Suolo (scala 1:250.000)*. Thematic Map, Regione Siciliana, Assessorato Territorio e Ambiente.
- Regione Siciliana, 2002. *Ente Minerario Siciliano. Schemi di piano dei materiali di cava e dei materiali lapidei di pregio. Carta litologica e documentazione illustrativa di base*, 150. pp..
- Regione Siciliana, 2010. *Carta delle Categorie e Tipi Forestali della Sicilia (scala 1:10.000)*. Thematic Map, Assessorato del Territorio e dell'Ambiente, Comando del Corpo Forestale.
- Renard, K.G., Freimund, J.R., 1994. *Using monthly precipitation data to estimate the R factor in the revised USLE*. Journal of Hydrology, 157, 287-306. doi:10.1016/0022-1694(94)90110-4.
- Stone, R.P., Hilborn, D., 2012. *Universal Soil Loss Equation (USLE)*. Fact Sheet, Agricultural Engineering, Ontario Ministry of Agriculture, Food and Rural Affaires. Retrieved from <http://www.omafra.gov.on.ca/english/engineer/facts/12-051.pdf>.
- Van der Knijff, J.M., Jones, R.J.A., Montanarella, L., 1999. *Soil erosion risk assessment in Italy. European Soil Bureau*. EUR 19022 EN, 54 pp..
- Van der Knijff, J.M., Jones, R.J.A., Montanarella, L., 2000. *Soil erosion risk assessment in Italy. European Soil Bureau*. EUR 19044 EN, 34 pp..
- Van Rompaey, A.J.J., Bazzoffi, P., Jones, R.J.A., Montanarella, L., Govers, G., 2003. *Validation of Soil Erosion Risk Assessments in Italy*. European Soil Bureau Research Report, No. 12, EUR 20676 EN. Office for Official Publications of the European Communities. Brussels, Luxembourg, 25 pp..
- Wischmeier, W.H., Smith, D.D., 1978. *Predicting rainfall erosion losses. A guide to conservation planning*. USDA Agriculture Handbook 537, Agricultural Research Service, Washington, DC, 58 pp..
- Yu, B., Rosewell, C.J., 1996. *A robust estimator of the R factor for the Universal Soil Loss Equation*. Transactions of the American Society of Agricultural Engineers, 39(2), 559-561.

Hydromorphic and subaqueous soils: a new working group of italian soil science society

Gilmo Vianello, Chiara Ferronato, Gloria Falsone, Livia Vittori Antisari

DipSA., Department of Agricultural Science, viale Fanin 40, 40127, Bologna, IT

* chiara.ferronato2@unibo.it

Introduction

Estuaries, marshes, lagoons and shallow coastal waters cover approximately 1-2% of the marine area and support 20% of marine primary production. Societies has always developed next to water reservoirs and today almost 75% of the world population still lives in proximity of coastal areas (within 100km, UNEP 2006, McGranahan *et al.* 2007). In particular, 10% of the world's population lives in the Low Elevation Coastal Zone (LECZ), defined as the contiguous area along the coast that is less than 10 meters above sea level (McGranahan *et al.* 2007).

Human impact on coastal areas is growing. Built-up areas in EU coastal regions have increased by more than 20% over the past two decades. The lacking of consistent data on the European shoreline and shallow water areas is overcome by the Protocol on Integrated Coastal Zone Management to the Barcelona Convention (Council Decision 2010/631/EU) and the Marine Special Planning (MSP), highlighting the need for efficient management of the marine resources in the EU zone.

In these areas, fisheries provides direct employment to 38 million people, with a further 162 million people indirectly involved in the fisheries industry UNEP (2006). *Aquaculture* is also a food sector, which is increasing and according to UNEP (2006) it count for 30% of total fish consumption. Coastal systems, provides also important services for tourism (providing benefits for nearly \$30 billion annually) and for the ecosystem, helping to reconcile local socio-economic development with nature conservation (Barausse *et al.*, 2015). Beaches, dunes, saltmarshes, estuaries, and mudflats play an important role in the mitigation of water contamination, as well as in the geo-chemical cycle of organic carbon, nutrients and trace metals (Ponnamperuma, 1972; Homann and Grigal, 1996; Gedan *et al.*, 2010; de Groot *et al.*; 2012) and in the preservation of important zoocenosis and biocenosis (Silvestri *et al.*, 2005; Bradley and Stolt, 2006; Erich and Drohan, 2012).

The resilience of these systems is mostly linked to their sustainable management, but in the last century their overexploitation of the coasts, together with the rising of the sea level (IPCC AR4 SYR 2007), has led to the increase of erosion processes and to a considerable reduction and degradation of coastal habitats (Lotze *et al.*, 2006; Halpern *et al.*, 2008; Moretti *et al.*, 2015).

A sustainable strategic planning of the coastal areas exploitation, goes through the knowledge of the processes driving the ecosystem functioning, and of comprehension of the interaction between different factors involved in the ecosystem such as hydrodynamics, pedo-geo-chemical features, species distribution, human activities, etc. (Demas and Rabenhorst, 1999; Osher and Flannagan, 2007; Vaughan *et al.*, 2008) in both

coastal hydromorphic and subaqueous soils that compose the tidal coastal areas. Some pedogenic processes have been identified in aquatic substrates in the last decades and these evidences have led to the reclassification of subaquatic substrates as subaqueous soils – SASs – (Demas and Rabenhorst, 1999, 2001; Erich *et al.*, 2010). Conceptually, pedogenetic processes occurring in SASs have been observed to be similar to those in terrestrial soils (Demas and Rabenhorst, 2001; Ellis *et al.*, 2002, Bradley and Stolt, 2003; Payne, 2007; Vaughan *et al.*, 2008). These processes include nutrients, humus and biogenic CaCO_3 accumulation (McCall and Tevesz, 1982; Barko *et al.*, 1991), horizons differentiation, aquatic bioturbation, chemical transformations linked to the sulphidization process, and formation of sulphidic horizons (Bradley and Stolt, 2003; Balduff, 2007). Recent studies, mostly leaded by USDA and other American scientists, focused on the evaluation of the potentialities of these resources, trying to answer to environmental problems and to offer a sustainable strategy for resources exploitation. Several studies addressed to monitor soil and water quality, fishery habitats, subaquatic vegetation communities (SAV), as well as economically evaluate the coastal systems productivity and ecosystem services provision.

In Italian contest, the study of coastal soil systems is still at a pioneering stage. Preliminary studies, have been conducted in recent years on the north-eastern coastal of the Adriatic Sea and in particular in the lagoons of Grado (Vittori Antisari *et al.*, 2016), Venice (Washa *et al.*, 2015), Ravenna (Ferronato *et al.*, 2016), and the safe marine area of the Cerrano tower, Teramo (Cocco *et al.*, 2015).

The Italian Ministry of Environment and Land Management, which give its sponsorship to a new working group into the Italian Soil Science Society for the better comprehension of subaqueous and hydromorphic soil systems and their conservation, has highlighted the actuality of these kind of studies also.

The aim of this paper is to summarize the state of the art of Italian subaqueous soils researches and to give some input on new research challenges and “open questions” with which the subaqueous soils new working group into the Italian Soil Science Society will be charged.

Materials and methods

Study area assessment

In the pedological survey the number of soil core and the position of the sampling section have to take into account the morphometric surface, thus considering the bathymetry of the area, the hydrology of the environment and all the edaphic factors that drive the evolving of the plant communities (Demas and Rabenhorst, 2001; Schaeztl and Anderson, 2005). These factors have been included in the state factors equation of subaqueous soils, as described by Demas and Rabenhorst (2001):

$$\textit{Subaqueous Soil (SAS)} = f(C, O, B, F, P, T, W, E)$$

Where C = climatic temperature conditions, O = biological activity of soil organisms

nature, B = bathymetry, F = flow regime; P = parent material, T = time; W = water characteristics and E = catastrophic events.

The transect soil survey plays an important role and allows to describe the change of soil properties from the hydromorphic to the subaqueous system. According to Ferronato *et al.* (2016), a *soil continuum* from the terrestrial to the submerged zones of a tidal area can thus be helpful for describing the develop of the main pedogenetic processes that characterized the soil emergence, including the nutrient mobilization or accumulation, and the colonization of specific plant communities pattern.

Sampling and field description

In tidal areas, hydromorphic soil profiles can be excavated similarly to terrestrial soils, using a common digging tools, while the collection of subaqueous soils must be performed using a proper auger, which may include a vibracore sampler, equipped with a polyethylene tube. The tube must be pushed down to the soil substrate to the desired depth and the distance from the top of the pipe to the top of the soil core should be noted in order to estimate the compaction of the soil into the core itself (Balduff, 2007).

Before the core extraction, it is necessary to induce vacuum inside the pipe by fulfilling the tube with water or using a vacuum pump, in order to avoid the soil loss during sample extrusion. Water depth must be also noted in the sampling check list, as well as the bathymetry and the vegetation cover soil (Schoeneberger *et al.*, 2012).

Sample cores must be immediately sealed with a tight stopper to avoid oxygen infiltration and stored at 4 °C until laboratory analysis or opened for the field description of the profile (McVey *et al.*, 2012).

The description of the subaqueous soils is similar to that of the terrestrial pedons, but some specific features have to be described according to Mc Vey *et al.* (2012). In particular, the presence of monosulfides are detected by the colour response of the matrix to the addition of some drops of 3% H₂O₂ and by recording the odour of each soil horizon (Fanning and Fanning, 1989; Fanning *et al.*, 2002). A further laboratory test is suitable to appreciate the lowering of the pH during a wet and aerobic soil incubation for at least 16 weeks.

Classification

Recently, subaqueous soils have been introduced into the USDA soil classification system, and at present they can be accurately classified in two new suborders, *Wassents* and *Wassist*, characterized by a positive water potential at the soil surface for more than 21 hours of each day in all years (Soil Survey Staff, 2010). Subaqueous *Histosol* (*Wassist*) can be characterized by low electrical conductivity <0.2 dS/m (*Frasinassist*) or the presence of sulfidic materials for 15 cm within 50 cm of the soil (*Sulfmassist*) or by the absence of any other specific features (*Haplowassist*). Subgroups can be further recognized based on kind of epipedons (*Fibric*, *Sapric*), deep sulfidic materials (*Sulfic*) and absence of other specific features (*Typic*).

Subaqueous Entisols (Wassents) can be characterized by sweet water environment (Frasiwassent), sandy or loamy sandy texture (Psammonwassent) or finer texture (Hydrowassent), presence of sulfidic materials (Sulfiwassent), or irregular distribution of texture and organic carbon (Fluwassent). Sulfic, Lithic, Thapto-bistic, Aeric, Hydric, Psammentic, Fluventic Grossic, Haplic and Typic subgroups can be further recognised.

On the other hand, the World Reference Base classification system (ISSS 2014) has recently introduced the qualifier *Tidalic* for describing pedons flooded by tidewater at mean high tide but not covered by water at mean low tide. *Subaquatic* qualifier is used for permanently submerged pedons under a water table not deeper than 200 cm, or *Stagnic*, for pedons at least temporarily, saturated with surface water (or saturated in the past, if now drained) for a period long enough that occurs *reducing conditions*.

The new qualifiers (i.e., *Tidalic* and *Subaquatic*) can be ascribed to most of the soil groups (e.g. *Cryosols*, *Arenosols*, *Fluvisols*, *Gleysols*, *Histosols*, *Leptosols*, *Solonchaks* and *Techinosols*) but to our knowledge, their usage is still limited.

Physicochemical characterization and analytical procedures

Soil incubation test allows to detect the pH lowering due to acid sulphate weathering oxidation in soil horizons that contain reduced sulphides (Bradley and Stolt, 2003; Soil Survey Staff, 2010). A wet subsample of SASs is aerobically incubated in 1:1 (w:v) soil:distilled water, in a chip-trays and the pH is measured periodically for 16 weeks (Creeper *et al.*, 2012). or assessing soil physicochemical properties, all samples are usually ice-dried or air-dried and sieved to 2 mm before analysis (Balduff, 2007). The electrical conductivity and the pH are measured on 1:5 (w:v) soil: distilled water suspension. Soil particle size distribution are usually determined by pipette method (Gee and Bauder, 1986) but other techniques can be also used (e.g. laser diffraction, idrometer, etc.). The total carbonates (CaCO_3) are quantified by volumetric method (Loeppert and Suarez, 1996). Total organic carbon (OC) and total nitrogen (TN) can be measured by loss of ignition method or by Dumas combustion with a CHN elemental analyser after eventually dissolution of carbonates with 2 M HCl.

The total concentration of macronutrients (P, K, S, Na, Ca, Mg, Fe and Mn) can be detected by Inductive Coupled Plasma – Optic Emission Spectroscopy after treating the samples with aqua regia (Vittori Antisari *et al.*, 2011).

Results and discussion

Sampling issues of SASs

Preliminary research of Italian subaqueous soils showed some difficulties in approaching this new topic of the soil science. The soil sampling can be a very labour intensive. In many cases, a boat is needed to reach the sampling points, and a mechanical grab bucket may be necessary to remove the core. During soil sampling, the sampler must be kept in vertical position, in order to avoid the suspension of the first soil centimetres, which can be rich in organic matter and biological concentrations (Ferronato *et al.*, 2016).

After extrusion, samples for chemical analysis must be collected immediately and accurately stocked under N_2 atmosphere, or in ice to avoid oxygen infiltration. Also the morphological description of soil horizons should be immediately carried on, because of the rapid change of soil colour due to oxidation processes (Balduff, 2007), as shown in figure 1. From our experience, the compaction effect during soil collection with vibrocore, and the successive soil core extrusion can be limited if the column is frozen before extrusion (Rossi and Rabenhorst, 2016), or extruded with the help of water. Therefore, a good equilibrium in the horizons distribution can be maintained.



Figure 1 – Soil colour change during air exposure. (a) soil colour soon after the core extrusion; (b) soil colour after 1 h of core extrusion. Depth in cm.

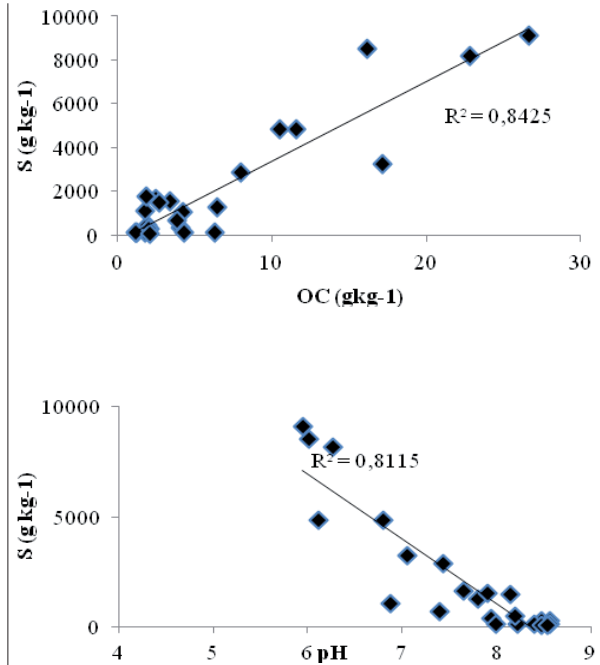


Figure 2 – Correlation between S/OC (Kao *et al.*, 2004) and S/pH (Bradley and Stolt, 2003) determined in hydromorphic and subaqueous soils.

Classification issues

Taxonomic definition of the subaqueous soils are linked to tidal dynamics. The definition of Soil Taxonomy for subaqueous soils foresees that pedons should have a positive water potential for at least 21 h per day for all the days of the year. This definition do not include pedons located in the tidal areas, which are generally submerged by the high tide, but that emerged for more than 3 h during summer period, when the mean tide oscillations are lower than in winter periods (Tsimplis and Shaw, 2010). From our exper-

rience, these pedons can be ascribed to subaqueous soils, because they showed similar properties and features (Ferronato *et al.*, 2016). Therefore, a further integration of the Soil Taxonomy classification system should consider the introduction of a *Wassentic* or *Tidalic* subgroups into the *Aquent* suborder. Another issue regard the classification of sulphidic materials. According to the Soil Taxonomy sulphidic horizons are defined by some field test and by the lowering of the soil pH value lower than 4 during aerobic incubation (McVey *et al.*, 2012). In saltmarsh soils of the Grado and Marano lagoon, a change matrix colour after the application of H_2O_2 and the typical smell of “rotten egg” are noticed. During pH incubation test, no acidification was noted, because of the high percentage of $CaCO_3$ present in the marine sand, which act as a soil buffer to acidification process (Vittori Antisari *et al.*, 2016). Nevertheless, since the accumulation of sulphides is an important pathway of subaqueous pedogenesis, we think that this issue should be further investigated.

Analytical issues

The specific analytical procedures for describing subaqueous soils are mostly limited to the description of the field morphological features. For the field characterization of sulphides, the current interpretation keys are based on the smell intensity and the colorimetric reaction with hydrogen peroxide. Improving diagnostic techniques to detect sulphides in field should be recommended in order to provide a more precise description of these materials, which often characterized coastal soils (Figure 2).

The C cycle in subaqueous and hydromorphic soils is key issue for understanding the functionality of these resources (Kao *et al.*, 2004). Characterization of the organic substance and humic and fulvic acids in hydromorphic soils is cited in many scientific papers, but those in *subaqueous* soils are very limited. The degradation of the organic matter in permanently or prolonged submerged soils, the relationship with the living biomass, and their characterization should be better improved in order to describe and understand the mechanisms that regulate the metabolic activity and cell growth in a saturated saline environments (Bello *et al.*, 2015, Papp *et al.*, 2015).

Conclusions

The knowledge of the subaqueous soils functioning and classification showed to be largely unexplained. A existence of a significant relationship in saltmarshes between soil type, their physicochemical and biochemical features and plant communities along soil hydrosquence have to be further investigated. In 2015, a new working group into the Italian Soil Science Society have been formed, to promote the knowledge on the submerged and subaqueous soils, and improving the technical aspects, such as sampling and analytical techniques. The group currently consists of 19 research units (Figure 3) which will increase in the future, enriching interdisciplinary skills.



- 1) Dipartimento di Scienze Agrarie e Ambientali
UNIVERSITÀ di UDINE
- 2) Dipartimento di Scienze Ambientali,
Informatica e Statistica
UNIVERSITÀ CA' FOSCARI, VENEZIA
- 3) Dipartimento di Ingegneria Industriale
UNIVERSITÀ di PADOVA
- 4) Dipartimento di Scienze Agrarie, Forestali e
Alimentari
UNIVERSITÀ di TORINO
- 5) Dipartimento di Fisica e di Scienze della Terra
UNIVERSITÀ di FERRARA
- 6) Dipartimento di Scienze Agrarie, Centro
Sperimentale per lo Studio e l'Analisi del Suolo
(CSSAS)
UNIVERSITÀ di BOLOGNA
- 7) Dipartimento di Scienze Biologiche,
Geologiche e Ambientali, CIRSA. UNIVERSITÀ
di BOLOGNA
- 8) Centro di Ricerca per l'Agricoltura e
l'Ambiente, FIRENZE
CONSIGLIO PER LA RICERCA
IN AGRICOLTURA E L'ANALISI
DELL'ECONOMIA AGRARIA
- 9) Dipartimento di Scienze Agrarie, Alimentari e
Ambientali
UNIVERSITÀ POLITECNICA DELLE
MARCHE, ANCONA
- 10) Dipartimento di Scienze Agrarie e Ambientali
UNIVERSITÀ di PERUGIA
- 11) Dipartimento per l'innovazione nei
Sistemi Biologici, Agroalimentari e Forestali -
UNIVERSITÀ DELLA TUSCIA, VITERBO
- 12) Facoltà di Medicina Veterinaria
UNIVERSITÀ di TERAMO
- 13) Centro di Ricerca per lo Studio delle Relazioni
tra Pianta e Suolo, ROMA. CONSIGLIO PER LA
RICERCA IN AGRICOLTURA E L'ANALISI
DELL' ECONOMIA AGRARIA
- 14) Dipartimento Agricoltura, Ambiente, Alimenti
UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DEL MOLISE
- 15) Dipartimento di Scienze Agrarie, Forestali e
Alimentari
UNIVERSITÀ di FOGGIA
- 16) Dipartimento di Architettura e Disegno
Industriale "Luigi Vanvitelli". SECONDA
UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI NAPOLI
- 17) Dipartimento di Scienze del Suolo, Pianta e
degli Alimenti
UNIVERSITÀ di BARI "Aldo MORO"
- 18) Dipartimento di Scienze Chimiche e
Geologiche
UNIVERSITÀ di CAGLIARI
- 19) Dipartimento di Scienze Agrarie e Forestali
UNIVERSITÀ di PALERMO

Figure 3 – List of research units that have joined the establishment of the SASs working group.

REFERENCES

- Balduff, D.M., 2007. *Pedogenesis, inventory, and utilization of subaqueous soils in Chincoteague Bay, Maryland*.
- Barausse, A., Grechi, L., Martinello, N., Musner, T., Smania, D., Zangaglia, A., Palmeri, L., 2015, December 20. *An integrated approach to prevent the erosion of salt marshes in the lagoon of Venice*.
- Barko, J.W., Gunnison, D., Carpenter, S.R., 1991. *Sediment interactions with submersed macrophyte growth and community dynamics*. Aquatic Botany 41:41-65.
- Bello, D., Ferronato, C., Vittori Antisari, L., Trasar Cepeda, C., 2015. *Preliminary results on enzymatic activities in two salt marsh soils differing in hydromorphic characteristics and vegetation cover*. EQA – International Journal of Environmental quality 19:1-15.
- Bradley, M.P., Stolt, M.H., 2003. *Subaqueous Soil-Landscape Relationships in a Rhode Island Estuary*. Soil Science Society of America Journal 67:1487.
- Bradley, M.P., Stolt, M.H., 2006. *Landscape-level seagrass-sediment relations in a coastal lagoon*. Aquatic Botany 84:121-128.
- Cocco, S., Cardelli, V., Pedicini, S., Rafael, R.B.A., Agnelli, A., Fornasier, F., Vallarola, F., Corti, G., 2015, December 30. *First observations on marine subaqueous soils in “Torre del Cerrano” marine protected area, Adriatic sea (Italy)*.
- Creeper, N., Fitpatrick, R., Shand, P., 2012. *A simplified incubation method using chip-trays as incubation vessels to identify sulphidic materials in acid sulphate soils*. Soil Use and Management 28:401-408.
- Demas, G.P., Rabenhorst, M.C., 2001. *Factors of subaqueous soil formation: a system of quantitative pedology for submersed environments*. Geoderma 102:189-204.
- Demas, G., Rabenhorst, M.C., 1999. *Subaqueous Soils: Pedogenesis in a Submersed Environment*. Soil Science Society of American Journal 63:1250-1257.
- Ellis, J., Cummings, V., Hewitt, J., Thrush, S., Norkko, A., 2002. *Determining effects of suspended sediment on condition of a suspension feeding bivalve (Atrina zelandica): results of a survey, a laboratory experiment and a field transplant experiment*. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 267:147-174.
- Erich, E., Drohan, P.J., 2012. *Genesis of freshwater subaqueous soils following flooding of a subaerial landscape*. Geoderma 179-180:53-62.
- Erich, E., Drohan, P. J., Ellis, L.R., Collins, M.E., Payne, M., Surabian, D., 2010. *Subaqueous soils: their genesis and importance in ecosystem management*. Soil Use and Management 26:245-252.
- Fanning, D.S., Fanning, M.C.B., 1989. *Soil: Morphology, genesis, and classification*. John Wiley & Sons, New York.
- Fanning, D.S., Rabenhorst, M.C., Burch, S.N., Islam, K.R., Tangren, S.A., 2002. *Sulfides and sulfates. Soil mineralogy with environmental applications*. SSSA, Madison, WI.
- Ferronato, C., Falsone, G., Natale, M., Zannoni, D., Buscaroli, A., Vianello, G., Vittori, L., 2016. *Chemical and pedological features of subaqueous and hydromorphic soils along a hydrosequence within a coastal system (San Vitale Park, Northern Italy)*. Geoderma 265:141-151.
- Gedan, K.B., Kirwan, M.L., Wolanski, E., Barbier, E.B., Silliman, B.R., 2010. *The present and future role of coastal wetland vegetation in protecting shorelines: answering recent challenges to the paradigm*. Climatic Change 106:7-29.

- Gee, G.W., Bauder, J.W., 1986. *Methods of Soil Analysis: Part 1 – Physical and Mineralogical Methods*. Soil Science Society of America, American Society of Agronomy.
- de Groot, R., Brander, L., van der Ploeg, S., Costanza, R., Bernard, F., Braat, L., Christie, M., Crossman, N., Ghermandi, A., Hein, L., Hussain, S., Kumar, P., McVittie, A., Portela, R., Rodriguez, L.C., ten Brink, P., van Beukering, P., 2012. *Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units*. *Ecosystem Services* 1:50-61.
- Halpern, B.S., Walbridge, S., Selkoe, K.A., Kappel, C.V., Micheli, F., D'Agrosa, C., Bruno, J.F., Casey, K.S., Ebert, C., Fox, H.E., Fujita, R., Heinemann, D., Lenihan, H.S., Madin, E.M.P., Perry, M.T., Selig, E.R., Spalding, M., Steneck, R., Watson R., 2008. *A global map of human impact on marine ecosystems*. *Science (New York, N.Y.)* 319:948-52.
- Homann, P.S., Grigal, D.F., 1996. *Below-ground organic carbon and decomposition potential in a field-forest glacial-outwash landscape*. *Biology and Fertility of Soils* 23:207-214.
- IPCC AR4 SYR, 2007. *Climate Change 2007: Synthesis Report, Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, IPCC. Pachauri R.K., Reisinger, A., ed.
- ISSS, 2014. *World reference base for soil resources 2014*.
- Loepfert, R.H., Suarez, D.L., 1996. *Carbonate and Gypsun*. USDA-ARS/UNL Faculty.
- Lotze, H.K., Lenihan, H.S., Bourque, B.J., Bradbury, R.H., Cooke, R.G., Kay, M.C., Kidwell, S.M., Kirby, M.X., Peterson, C.H., Jackson, L.B.C., 2006. *Depletion, degradation, and recovery potential of estuaries and coastal seas*. *Science (New York, N.Y.)* 312:1806-9.
- McCall, P.L., Tevesz, M.J.S., 1982. *Animal-Sediment Relations - The Biogenic Alteration of Sediments*. Plenum Press, New York 100:336.
- McGranahan, G., Balk, D., Anderson, B., 2007. *The rising tide: assessing the risks of climate change and human settlements in low elevation coastal zones*. *Environment and Urbanization* 19:17-37.
- McVey, S., Schoeneberger, P.J., Turenne, J., Payne, M., Wysocki, D.A., 2012. *Subaqueous soils (SAS) description. Field Book for Describing and Sampling Soils*. Third edition. National Soil Survey Center Natural Resources Conservation Service U.S. Department of Agriculture.
- Moretti, D., Combatti, B., Staatarchiv, O., 2015. *I progetti Life in laguna di Venezia e nell'alto Adriatico*.
- Papp, R., Vittori Antisari, L., Vianello, G., Marabottini, R., Marinari, S., 2015, December 20. *Soil microbial activity in hydromorphic-subaqueous ecosystems: processes and functional biodiversity*.
- Payne, M.K., 2007. *Landscape-level assessment of subaqueous soils and water quality in shallow embayments in southern New England*. University of Rhode Island.
- Ponnampertuma, F., 1972. *The chemistry of submerged soils*. *Advance in Agronomy* 24:29-95.
- Rossi, A.M., Rabenhorst, M.C., 2016. *Pedogenesis and landscape relationships of a Holocene age barrier island*. *Geoderma* 262:71-84.
- Schaetzl, R.J., Anderson, S., 2005. *Soils: Genesis and Geomorphology*. Cambridge University Press.
- Schoeneberger, P., Wysocki, D.A., Benham, E.C.J., 2012. *Field book for describing and sampling soils, Version 3.0*. Natural Resources Conservation Service, National Soil Survey Center, Lincoln, NE.
- Silvestri, S., Defina, A., Marani, M., 2005. *Tidal regime, salinity and salt marsh plant zonation*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 62:119-130.
- Soil Survey Staff, 2010. *Keys to Soil Taxonomy. 11th edition*. United States Department of

Agriculture, Natural Resources Conservation Service.

- Tsimplis, M.N., Shaw, A.G.P., 2010. *Seasonal sea level extremes in the Mediterranean Sea and at the Atlantic European coasts*. *Natural Hazards and Earth System Science* 10:1457-1475.
- UNEP, 2006. *Marine and coastal ecosystems and human well-being: a synthesis report based on the findings of the Millennium Ecosystem Assessment*.
- Vaughan, R.E., Needelman, B.A., Kleinman, P.J.A., Rabenhorst, M.C., 2008. *Morphology and Characterization of Ditch Soils at an Atlantic Coastal Plain Farm*. *Soil Science Society of America Journal* 72:660.
- Vittori Antisari, L., Carbone, S., Ferronato, C., Simoni, A., Vianello, G., 2011, December 24. *Characterization of heavy metals atmospheric deposition for urban environmental quality in the Bologna city (Italy)*.
- Vittori Antisari, L., De Nobili, M., Ferronato, C., Natale, M., Pellegrini, E., Vianello, G., 2016. *Hydromorphic to subaqueous soils transitions in the central Grado lagoon (Northern Adriatic Sea, Italy)*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* in press.
- Washa, M., Nadimi-Goki, M., Gallo, A., Cabianca, C., Bini, C., 2015, December 20. *Submerged pedology: the soils of minor islands in the Venice lagoon*.

Il Divisione

Mesofauna in high altitude bioturbated soils (Majella Massif): quantity, quality and role in the humification process

Sara Aielli¹, Diego Pizzeghello¹, Stefania Cocco², Valeria Cardelli², Serenella Nardi¹, Carlo Jacomini³, Giuseppe Corti²

¹Dip. di Agronomia, Alimenti, Risorse naturali, Animali ed Ambiente (DAFNAE), Università degli Studi di Padova

²Dip. di Scienze Agrarie, Alimentari e Ambientali, Università Politecnica delle Marche, Ancona

³ISPRa, Roma

* aielli.sara@gmail.com

Introduction

Alpine soils are receiving increasing attention (Geng *et al.*, 2012) as they can stock soil organic matter (SOM) in critical environmental conditions where low temperatures and low turnover rates of soil organic carbon are expected (Celi *et al.*, 2010; Zhuang *et al.*, 2010; Budge *et al.*, 2011; DeLuca and Zabinski, 2011; Glanville *et al.*, 2012). In the Cannella Valley (2400-2750 m above the sea level, Majella Massif, Central Italy) one can find periglacial climatic conditions and geomorphological features of past glacial conditions (Corti *et al.*, 2012). The presence of kettle holes contributes to diversify habitats where the snow vole (*Chionomys nivalis* Martins) finds its ecological niche. This small fossorial mammal can induce bioturbation in deglaciated areas or extreme cold and dry environments (Wilkinson *et al.*, 2009) and is able to produce surface mounds, soil burial, and downslope transport (Zaitlin and Hayashi, 2012). Pedogenesis can be therefore affected and soil properties altered; the snow vole can enhance the humification process of soil organic matter (SOM), its hormone-like activity and germination of plants (Pizzeghello *et al.*, 2015). Mesofauna is considered to be an other important component of soil biota, playing a fundamental role in soil health and quality and consequently as bioindicator (Bedano *et al.*, 2011; Coleman and Whitman, 2005; Yan *et al.*, 2012). Changes in soil properties, as well as distribution of resources along the profile are able to determine soil microarthropod community. Mesofauna from high altitude soils of Cannella Valley was analyzed both on a quality and quantity level in order to increase the knowledge about soil fauna in this environment and its role in the humification process of SOM. The influence of the bioturbation on soil microarthropod community was underlined as well.

Materials and methods

The Majella massif is one of the Italian Long-Term Ecological Research sites and is located on Central Apennines, Italy. Much information on physiography and geology of the massif is reported in Corti *et al.* (2012). The principal valley called Cannella Valley, is about 5 km long and from 1 to 1.5 km wide, spans from 1900 and 2750 m of

altitude, and represents the site of this study. Periglacial conditions consist in a mean annual air temperature of 2.3 °C (January is the coldest month [-4.3 °C] and August the warmest one [11.4 °C]), and a mean annual precipitation of about 2100 mm, including snow water equivalent. In normal years, snow cover is large, from mid-September to mid-June.

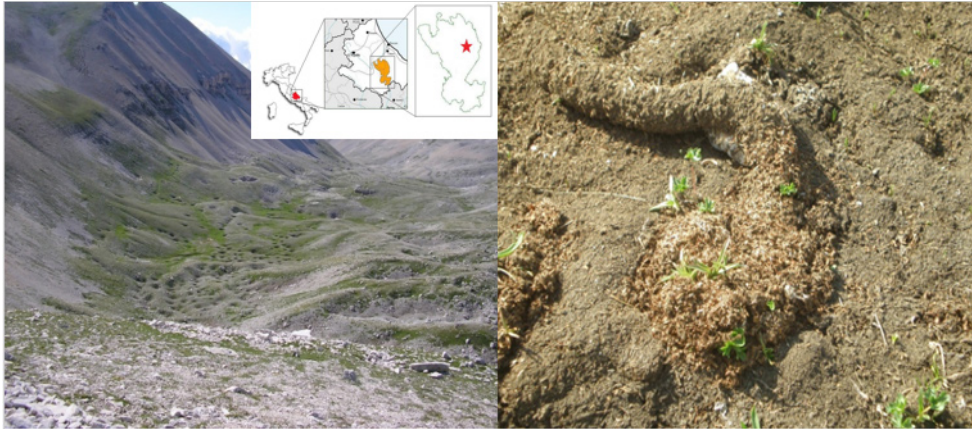


Figure 1 – Location of the sampling site and superficial tunnel of snow vole inside a kettle hole.

All soils inside kettle holes can be classified as Mollisols (Soil Survey Staff 2010). Snow vole home range generally cover a surface of some dozen of square meters and include galleries and several chambers. They are excavated in the soil or at the interface between soil and snow cover depending on the season. Further details about snow vole characterization and activity can be found in Pizzeghello *et al.*, 2015. Soil surveys and sampling was conducted in summer 2014. Mesofauna community, including edaphic microarthropods between 0.2 and 2 mm long, was evaluated under normal and bioturbated conditions in order to determine the Biological Soil Quality index (Parisi, 2001; Parisi *et al.*, 2005). Soils (10x10x10 cm) were sampled inside kettle holes, in bioturbated and regular sites, and outside kettle holes, stored in polyethylene bags and refrigerated until the laboratory analysis. The extraction of microarthropods was conducted according to Parisi (2001). Using a modified system of Berlese-Tullgren funnels with a filter stitch of 2 mm under 60 Watt halogen lamps, selected soil fauna was collected in a preservative solution (70% denatured alcohol) for the entire duration of extraction (1 month). The extracted microarthropods were observed, sorted and counted using stereomicroscopes and optical microscopes.

The role of mesofauna in the humification process was then evaluated by determining the humic carbon (Chum) and the Total Organic Carbon (TOC) content of soil mesocosms previously realized by incubating natural soils, soils where fauna was removed and soils enriched of mesofauna.

Table 1 – Variables and methods to test the influence of bioturbation on soil mesofauna.

Mesofauna community characterization	
Quantitative variables	Quantitative variables
Abundance of main soil microarthropod orders (Acari, Araneidi, Coleoptera, Hemiptera, Hymenoptera, ...)	Total microarthropod abundance Biological soil quality index (BSQ-ar) Total Biological Forms (TBF-ar) Acari/Collembola
Method:	
Soil sampling, mesofauna extraction and determination according to Parisi (2001) and Parisi <i>et al.</i> (2005). Soils were sampled inside and outside kettle holes, with or without bioturbation.	

Table 2 – Variables and methods to test the role of mesofauna in the humification process.

Role of mesofauna in the humification process
Variables:
Total Organic Carbon (TOC) Humic Carbon (Chum) Chum/TOC
Method:
I. Mesocosm trial with natural soils, soils where fauna was removed and soils enriched of mesofauna;
II. Humic substances extraction and C content determination (Walkley and Black, 1934; Allison, 1960)

Each mesocosm was formed by 60 g high altitude grassland soil in a dark plant pot (5x5x5 cm) lined with filter paper. A new extraction of mesofauna was contemporarily conducted, in order to provide living mesofauna to be added to the proper mesocosm set. For the entire period of the inoculation (15 days) all sets of mesocosms were kept in climatic chamber according to the following parameters: 14 hour light per day (24 °C mean air temperature and 60% air moisture) and 10 hours of darkness per day (18 °C mean air temperature and 80% air moisture). The following incubation lasted 30 days; climatic parameters were modified to recreate more favourable summer conditions and enhance mesofauna activity. After the incubation, humic substances were extracted from the soils by five washings with NaOH 1N solution and two final washings with deionized water. Organic Carbon titration of extracted humic substances and residual was conducted (Allison, 1960).

Results and discussion

We found out the edaphic community of regular soils developed in kettle holes to be more copious and richer in biological forms, as it achieved the highest value of BSQ-ar and abundance of mites and beetles, while the lowest values were determined in bioturbated

soils. Factor «bioturbation» and «kettle holes significantly influenced abundances of mites and beetles, as well as the variability of the indices assessed ($P \leq 0.05$).

Many abundances and indices show strong correlation. Results of Principal Component Analysis indicate that 88% of the variance can be explained by the extracted PCs and the abundances of Acari, Collembola, Coleoptera, other holometabolous larvae, BSQ-ar and TBF-ar are higher in regular soils. The bidirectional gradient of the considered variables can well reflect the effect of bioturbation, which seems to simplify the edaphic ecosystem. The BSQ index and the abundance of mites and beetles can describe its effect adequately.

Table 3 – Abundance of microarthropods.

Soil	Abundance (number of individuals and percentage of total)								
	Acarus	Araneidi	Collembola	Coleoptera	Hemiptera	Hymenoptera	Other holometabolous	Larvae of Dip- tera	Larvae of other holometabolous
Bioturbated; inside kettle	20 aA*	1	55	0 aA	0	0	0	0	0
	26%	1%	72%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Regular; inside kettle	325 bA	2	691	4 bA	2	3	3	1	33
	31%	0%	65%	0%	0%	0%	0%	0%	3%
Regular; outside kettle	145 bB	3	132	1 bB	0	0	0	0	0
	52%	1%	47%	0%	0%	0%	0%	0%	0%

* In column, different lowercase letters correspond to statistically different means ($P \leq 0.05$) of factor “Presence/absence of bioturbation”; different capital letters correspond to statistically different means ($P \leq 0.05$) of factor “Inner/outer position with respect to kettles”.

Table 4 – Biological quality indices.

Soil	Microarthropod abundance	BS Q-ar	TBF -ar	Acari/Collembola
Bioturbated; inside kettle	78 (44)a*	49 (6) a	4 (1) aA	0.97 (0.41)
Regular; inside kettle	1058 (671) b	62 (3) b	6 (0) bA	1.15 (0.43)
Regular; outside kettle	284 (49) b	52 (5) b	5 (0) bB	1.34 (0.57)

* In column, different lowercase letters correspond to statistically different means ($P \leq 0.05$) of factor “Presence/absence of bioturbation”; different capital letters correspond to statistically different means ($P \leq 0.05$) of factor “Inner/outer position with respect to kettles”.

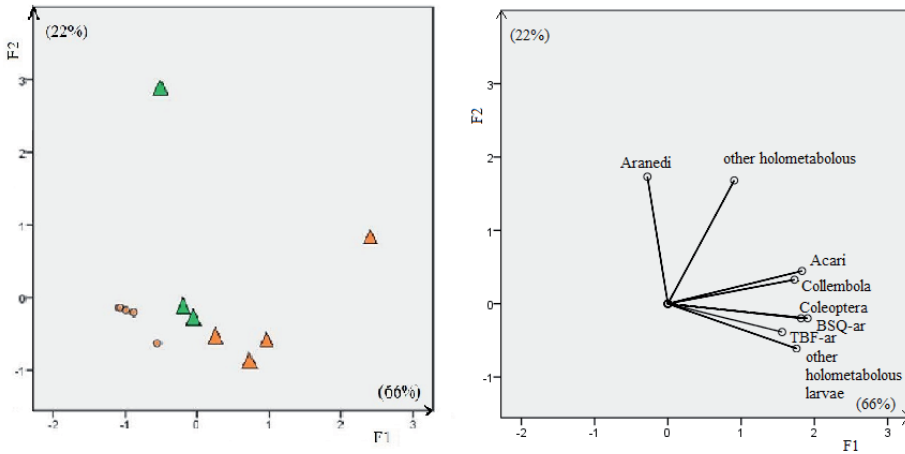


Figure 2 – Distribution of samples in the plot (left); Variables projected in the plot (right). Different symbols correspond to “presence/absence of bioturbation” factor. Different colours correspond to “inner/outer position with respect to kettle holes” factor.

From the mesocosm trials, we found out that mesofauna significantly influenced the Chum and TOC content. The highest value of Chum was found in the natural soils, while the highest TOC content was reached in the soils where mesofauna had been removed. The Chum/TOC ratio was higher in natural and enriched soils. The presence of mesofauna in soils induced a positive correlation between TOC and Chum.

Table 5 – The Total Organic Carbon (TOC) content, The Humic Carbon (Chum) content and the Chum/TOC ratio of soils from mesocosms.

Soil treatment	TOC		C _{hum}		C _{hum} /TOC
	g C / kg soil				
Removal of mesofauna	78.43	(1.68) a	320.94	(8.78) b	4.06 b
Natural	70.38	(2.61) b	360.38	(6.11) a	5.05 a
Enriched in mesofauna	60.87	(1.83) c	276.83	(5.84) c	4.64 a

Different letters indicate statistically significant differences (Test post hoc SNK with $P \leq 0.05$). TOC. total organic carbon; Chum. humic carbon.

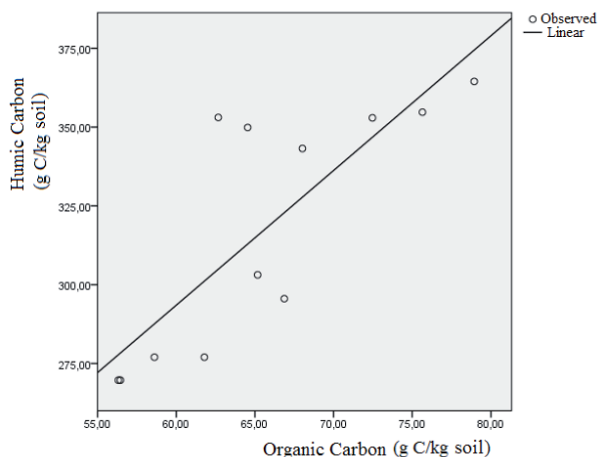


Figure 3 – Regression between TOC and Chum in natural soil and soils enriched of mesofauna.

Conclusions

Bioturbation induced by snow vole in high altitude Apennines soils of Cannella Valley seems to simplify the edaphic ecosystem, determining a poorer soil microarthropod community in home ranges soils, while the presence of kettle holes seems to influence soil mesofauna with a minor effect. One can say that the BSQ-ar index and the abundance of mites and beetles can describe the effect of bioturbation adequately. Organic matter dynamics and particularly the humification process are strongly influenced by mesofauna, which plays a fundamental role in the ecosystem. More studies are needed to improve the knowledge about soil biota in high altitude soils and its role in ecological dynamics.

REFERENCES

- Allison, L., Bollen, W.B., Moodie, C.D., 1965. *Total carbon. Methods of soil analysis*. Part 2. Chemical and microbiological properties, (methodsofsoilab), 1346-1366.
- Bedano, J.C., Domínguez, A., Arolfo, R., 2011. *Assessment of soil biological degradation using mesofauna*. Soil and Tillage Research. 117, 55-60.
- Celi, L., Rosso, F., Freppaz, M., Agnelli, A., Zanini, E., 2010. *Soil organic matter characteristics in sporadic permafrost-affected environment (Creux du Van, Switzerland)*. Arctic, Antarctic, and Alpine Research. 42(1), 1-8.
- Coleman, D.C., Whitman, W.B., 2005. *Linking species richness, biodiversity and ecosystem function in soil systems*. Pedobiologia. 49(6), 479-497.

- Corti, G., Cocco, S., Basili, M., Cioci, C., Warburton, J., Agnelli, A., 2012. *Soil formation in kettle holes from high altitudes in central Apennines, Italy*. Geoderma. 170, 280-294.
- DeLuca, T.H., Zabinski, C.A., 2011. *Prairie ecosystems and the carbon problem*. Frontiers in Ecology and the Environment, 9(7), 407-413.
- Glanville, H.C., Hill, P.W., Maccarone, L.D., Golyshin, P.N., Murphy, D.V., Jones, D.L., 2012. *Temperature and water controls on vegetation emergence, microbial dynamics, and soil carbon and nitrogen fluxes in a high Arctic tundra ecosystem*. Funct. Ecol. 26:1366-1380.
- Parisi, V., Menta, C., Gardi, C., Jacomini, C., Mozzanica, E., 2005. *Microarthropod communities as a tool to assess soil quality and biodiversity: a new approach in Italy*. Agriculture, ecosystems & environment, 105(1), 323-333.
- Parisi, V., 2001. *La qualità biologica del suolo. Un metodo basato sui microartropodi*. Acta Naturalia de "L'Ateneo Parmense. 37(3/4), 105-114.
- Pizzeghello, D., Cocco, S., Francioso, O., Ferrari, E., Cardinali, A., Nardi, S., Corti, G., 2015. *Snow vole (Chionomys nivalis Martins) affects the redistribution of soil organic matter and hormone-like activity in the alpine ecosystem: ecological implications*. Ecology and Evolution. 5(20), 4542-4554.
- Walkley, A., Black, I.A., 1934. *An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method*. Soil science. 37(1), 29-38.
- Yan, S., Singh, A.N., Fu, S., Liao, C., Wang, S., Li, Y., Hu, L., 2012. *A soil fauna index for assessing soil quality*. Soil Biology and Biochemistry. 47, 158-165.
- Wilkinson, M.T., Richards, P.J., Humphreys, G.S., 2009. *Breaking ground: pedological, geological, and ecological implications of soil bioturbation*. Earth-Science Reviews. 97(1), 257-272.
- Zaitlin, B., Hayashi, M., 2012. *Interactions between soil biota and the effects on geomorphological features*. Geomorphology. 157, 142-152.
- Zhuang, Q., He, J., Lu, Y., Ji, L., Xiao, J., Luo, T., 2010. *Carbon dynamics of terrestrial ecosystems on the Tibetan Plateau during the 20th century: an analysis with a process-based biogeochemical model*. Glob. Ecol. Biogeogr. 19:649-662.

Integrated approach to improve the biological quality of soil and the control of soil-borne fruit plane pests

Loredana Canfora¹, Barbara H. Labanowska², Flavia Pinzari¹, Małgorzata Tartanus³, Cezary Tkaczuk² and Eligio Malusa^{1,2}

¹ Council for Agricultural Research and Economics, Rome, Italy

² Research Institute of Horticulture, Skierniewice, Poland

³ Siedlce University of Natural Science and Humanities, Siedlce, Poland

*Loredana.canfora@crea.gov.it

Introduction

Horticultural productions are very intensive and input demanding, even when integrated methods of production are applied. The needs deriving from high quality productions requested by the market are pushing the producers to frequently overuse the different technical means, in particular chemical fertilizers and plant protection products as well as water for irrigation purposes. Furthermore, specialized productions are limiting rotations or other agronomical practices, known to improve the soil fertility. There is thus the need to improve the soil management practices in horticultural crops to improve soil fertility and its resilience against pathogens and pests, and at the same time limiting the negative environmental impact of these intensive crops.

In the last two years we have tested an integrated approach to improve the fertility of soils and reduce the incidence of *Melolontha melolontha* (European cockchafer), which is threatening the cultivation of strawberry plantations in several regions of Poland. The application of biological control agents (BCA) and biofertilizers has started to be considered a feasible and effective alternative for pest control or to improve plant nutrition efficacy. Different microorganisms, belonging to several species of bacteria and fungi, started to be used as inoculants.

Field experiments have been carried out on organic strawberry plantations. The fungi *Beauveria bassiana*, *B. brongniartii* (applied as an aqueous suspension of conidia) and *Metarhizium anisopliae* (biopesticide Met 52 Granular used as granulate and mixed with the soil), as well as entomopathogenic nematodes *Heterorhabditis bacteriophora* (as Nemasys G and Larvanem applied as an aqueous suspension) and *Steinernema kraussei* (applied as aqueous suspension) were applied to the soil before planting the plants, following different agronomical practices (e.g. steaming or growing phytosanitary crops), or on established plantations. The effect of the treatments was assessed by health condition analysis of plants and the changes in soil microorganisms. Microorganisms used in the field reduced the number of damaged plants at the level of about 50% in comparison to untreated plots. However, when they were applied before establishing the plantation, the efficacy was 45-67%. In all experiments, following the introduction of the microorganisms into the soil an increase in the amount of colony forming units (CFU) for the fungi was recorded. The combination of different biocontrol organisms applied to control pests can help to increase their efficacy (Jaronski, 2010). However, the action of consortia can lead to either increased activity of some enzymatic activities related

to biocontrol mechanisms (Hua *et al.*, 2011) or inhibition between the microorganisms (Mishra *et al.*, 2013). Thus it is worthwhile to test the degree of compatibility between different organisms or strains before the formulation of combined biocontrol mixture for plant protection. For this purpose, the isolates *B. brongniartii* (ID KT932309) and *B. bassiana* (ID KT932307) described in Canfora *et al.* (2016) were singly and jointly inoculated in microarrays containing different carbon sources. We utilized a method based on FF MicroPlate™ (Biolog, Inc., Hayward, California, USA) (Tanzer *et al.* 2003).

We conclude that the metabolic results obtained in these experiments are showing the possibility of improving the biological quality of the soil, enhancing the control of the soil-borne pests, with the effects of the treatments, if not immediate, appearing in the following years.

Materials and methods

The fungi *Beauveria bassiana*, *B. brongniartii* and *Metarhizium anisopliae*, were applied to the soil before planting the plants, following different agronomical practices (e.g. steaming or growing phytosanitary crops), or on established plantations. The effect of the treatments was assessed by checking the changes in soil microorganisms population and metabolism. In vitro tests were performed using *B. bassiana* and *B. brongniartii* to evaluate the metabolic changes derived from the co-inoculation of the two strains. The Phenotype MicroArray™ system was used to assess the metabolic structure, while the FF MicroPlate™ array system was used to evaluate the use of different carbon sources. The inoculation procedure was based on the protocol used by Tanzer *et al.* (2003). The joint inoculum consisted in a mixture of equal volumes of the single strains spores' suspensions, which had a final optical transmission of 80-75% at 590 nm. Measurements of optical density of the plates with a spectrophotometer at 750 nm were used to quantify fungal biomass development in the different wells (Tanzer *et al.*, 2003).

Results and discussion

In all experiments, following the introduction of the microorganisms into the soil an increase in the amount of colony forming units (CFU) for the relevant species was recorded (Table 1, Table 2). The metabolic studies showed that the co-inoculation of the two entomopathogenic fungal species lead to a broader metabolic response (Figure 1). Such result was paralleled by a good efficacy in protection of the plants (i.e. parasitism of larvae). Microorganisms used in the field reduced the number of damaged plants at the level of about 50%, up to 67% when also applied before plantation, in comparison to untreated plots.

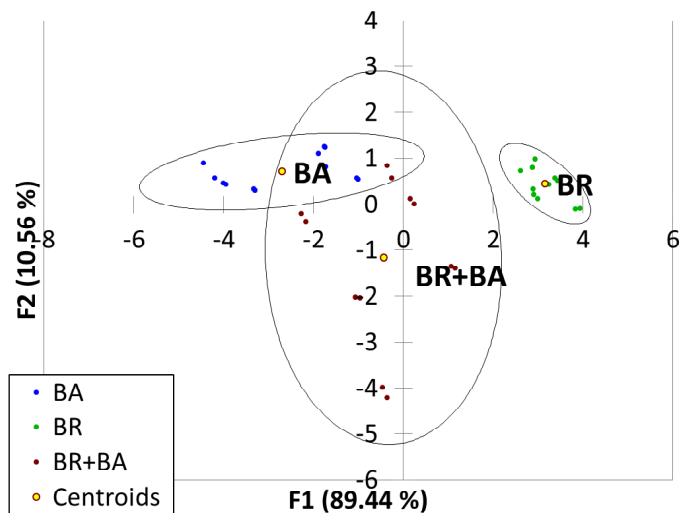


Figure 1 – Metabolic activity and growth of the two fungi inoculated in PM microtiter plates discriminant analysis, 48 hours incubation.

Table 1 – Persistence of biocontrol fungi in soil (CFU x 10² g⁻¹ soil). Field experiment 1- new plantation. BCAs applied before planting and during growth season. Soil sampling end of September.

Inocula	Detected species of fungi		
	<i>B. bassiana</i>	<i>B. brongniartii</i>	<i>M. anisopliae</i>
Untreated control	2	0	9
<i>B. bassiana</i>	9	0	10
<i>B. brongniartii</i>	4	4	6
<i>B. bassiana</i> + <i>B. brongniartii</i>	2	0	4

Table 2 – Persistence of biocontrol fungi in soil (CFU x 10² g⁻¹ soil). Field experiment 2- new plantation. BCAs applied before planting and during growth season. Soil sampling end of September.

Biocontrol agent	Detected species of fungi		
	<i>B. bassiana</i>	<i>B. brongniartii</i>	<i>M. anisopliae</i>
Before	3	0	23
Untreated check	1	0	14
<i>B. bassiana</i>	8	0	23
<i>B. brongniartii</i>	4	12	19
<i>B. bassiana</i> + <i>B. brongniartii</i>	7	1	14
<i>M. anisopliae</i>	1	0	55

Conclusions

We conclude that the results obtained in these experiments are showing the possibility of improving the biological quality of the soil, enhancing the control of the soil-borne pests, with the effects of the treatments, if not immediate, likely to appear in the following years. Biological control agents containing insecticidal fungi are able to reduce the damage from white grubs, providing in a long-term timeframe the full effect of their actions.

REFERENCES

- Atanasova, L., Druzhinina, I.S., 2010. *Journal of Zhejiang University - SCIENCE B (Biomedicine and Biotechnology)*, 11, 151-168.
- Bochner, B.R., Gadzinski, P., Panomitros, E., 2001. *Genome Research* 11, 1246-1255.
- Łabanowska B. H., Bednarek H. 2011. *IOBC/wprs Bulletin*, Vol. 66, 2011: 179-182.
- Canfora, L., Malusà, E., Tkaczuk, C., Tartanus, M., Łabanowska, B.H., Pinzari, F., 2016. *Development of a method for detection and quantification of B. brongniartii and B. bassiana in soil*. *Scientific Reports* 6: 22933. doi: 10.1038/srep22933
- Cory, J.S., Ericsson, J.D., 2010. *Fungal entomopathogens in a tritrophic context*. *BioControl* 55: 75-88. doi 10.1007/s10526-009-9247-4
- Hua, H.L., van den Brink, J., Gruben, B.S., Wösten, H.A.B., Gu, J.-D., de Vries, R.P., 2011. *Improved enzyme production by co-cultivation of Aspergillus niger and Aspergillus oryzae and with other fungi*. *International Biodeterioration & Biodegradation* 65: 248-252.
- Jaronski, S.T., 2010. *Ecological factors in the inundative use of fungal entomopathogens*. *BioControl* 55:159-185. doi 10.1007/s10526-009-9248-3
- Mishra, D.S., Gupta, A.K., Prajapati, C.R., Singh, U.S., 2011. *Combination of fungal and bacterial antagonists for management of root and stem rot disease of soybean*. *Pack. J. Bot.* 43: 2569-2574.
- Tanzer, M., Arst, H., Jr., Skalchunes, A., Coffin, M., Darveaux, B., Heiniger, R., Shuster, J., 2003. *Global nutritional profiling for mutant and chemical mode-of-action analysis in filamentous fungi*. *Funct. Integr. Genomics* 3: 160-170.

Microbial diversity of saline soils in a natural environment in South Italy

Canfora L.¹, Pinzari F.¹, Lo Papa G.², Vendramin E.³, Bacci G.^{1,4}, Vittori Antisari L.⁵, Dazzi C.², Benedetti A.¹

¹ Consiglio per la Ricerca e la Sperimentazione in Agricoltura, Centro di Ricerca per lo studio delle relazioni tra Pianta e Suolo, Roma, Italy

² Dipartimento di Scienze Agrarie e Forestali, Università degli Studi di Palermo, Italy

³ Consiglio per la Ricerca e la Sperimentazione in Agricoltura, Centro di Ricerca per la Frutticoltura, Roma, Italy

⁴ Departments of Biology, University of Florence, Italy

⁵ Dipartimento di Scienze Agrarie, Alma Mater Studiorum, Università di Bologna, Italy

* loredana.canfora@crea.gov.it

Introduction

Spatial and time-related heterogeneity of complex soil microbial communities represents a thorny and challenging issue to investigate. The argument becomes even more complex when the attention goes to the microbial ecology of “extreme” environments. The present study was focused on metagenomic DNA analysis of a soil where some ecological contrasting variables acted as strong drivers in fungal and bacterial spatial distribution.

A salt-affected soil was studied to evaluate the relationships between microbial community structure, soil features and DNA extraction effectiveness. 16 soils samples from A horizons were collected according to a random simple sampling scheme. Bacterial, archaeal, and fungal communities were characterized by their 16S rDNA genes with T-RFLP method. Pyrosequencing-based analysis of the V2-V3 16S rRNA gene region, to identify changes in bacterial diversity and community structure was performed by means of 454 massive sequencing approach. Chemical and physical soil analyses were also performed.

The choice of DNA extraction and purification method had a significant effect upon bacterial, archaeal, and fungal molecular characterization from soil mainly because salts affected DNA extraction procedures. The different concentration of salt, and calcium sulfate in soil influenced the structure and distribution of the microbial community which resulted highly variable also when comparing very close areas.

Soil salinity thus represented both a natural gradient that defined the structure and distribution of microbial species in the environment, but also a critical element that introduced variability in the yield and quality of DNA extraction and purification. Robust techniques that allow the evaluation of the effects of environmental matrix on the representativeness of the extracted DNA will have to be developed in order to better understand the diversity of so heterogeneous systems.

Materials and methods

A salt-affected soil was studied to evaluate the relationships between microbial community structure, soil features and DNA extraction effectiveness. 10 soils samples from A horizons were collected according to a random sampling scheme. DNA was extracted from fresh soil samples in triplicate with MoBio Power soil DNA extraction kit. GenereleaserR was used to further purify the extracts. DNA crude triplicate extracts were pooled in a single tube and then concentrations were calculated by means of Qubit® 2.0 Fluorometer. Bacterial and archaeal communities were characterized by their 16S rDNA genes with T-RFLP method as reported in Canfora *et al.*, 2015. Pyrosequencing-based analysis of the V2-V3 16S rRNA gene region, to identify changes in bacterial diversity and community structure was performed on the DNA extracted from 9 out of 10 samples by means of 454 massive sequencing approach as reported in Canfora *et al.* 2014. Chemical and physical soil analyses were also performed and correlated to DNA yield (detailed soil data are reported in Canfora *et al.*, 2015).

Results and discussion

Sampling sites are distinguished by different vegetation cover and by different values of chemical-physical parameters. DNA yield showed values ranging from 4.5 ng/ml to 10.2 ng/ml, indicating a great variability in DNA recovery, despite the reproducibility of the extractive methods adopted. The present study demonstrated significant differences and a great spatial variability in terms of DNA yield along a salinity gradient. Among all the variables considered to describe soil characteristics, only salinity was positively correlated with DNA yields (Table 1). Two hypotheses have been made to interpret these results: i) a higher salt concentration in the soil samples changed the extraction conditions, promoting DNA recovery; ii) a larger microbial community (Figure 1) was actually present where salt concentration was higher. TRFs numbers estimation from bacterial and archaeal communities, based on T-RFLP profiles (Figure 2), showed as well a high level of variability between sites. Archaea had a greater diversity respect to bacteria, and their abundance was also positively correlated with salt concentrations. 454-Pyrosequencing analysis showed the presence of many groups of different bacteria and an extreme variability of their distribution across the different sampling sites (Figure 3). Some groups clearly dominated in different sites (i.e. Cyanobacteria in site 3, Actinobacteria in site 9, Firmicutes in site 1 etc. DNA extraction yields could have influenced the representativeness of the pyrosequencing between the different soil samples, as showed by the rarefaction curves obtained from the different sites.

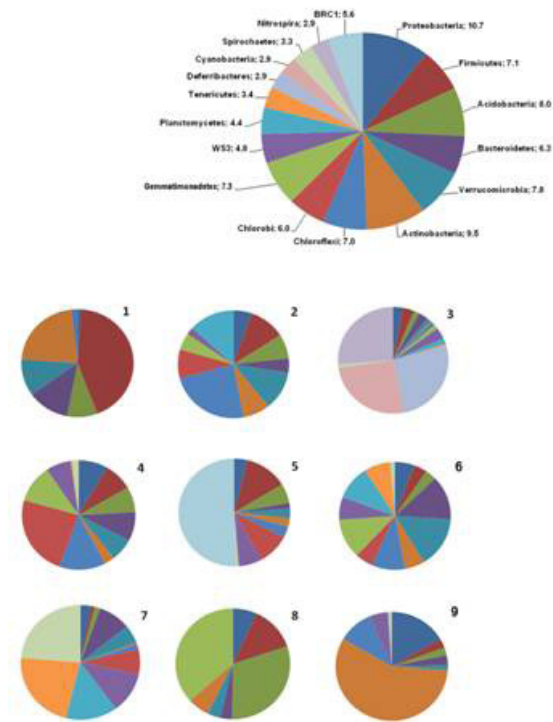


Figure 1 – Piecharts based on the abundance (%) of bacterial phyla. Every pie shows the percent of the abundance (%) of the bacteria phyla in 9 sol samples.

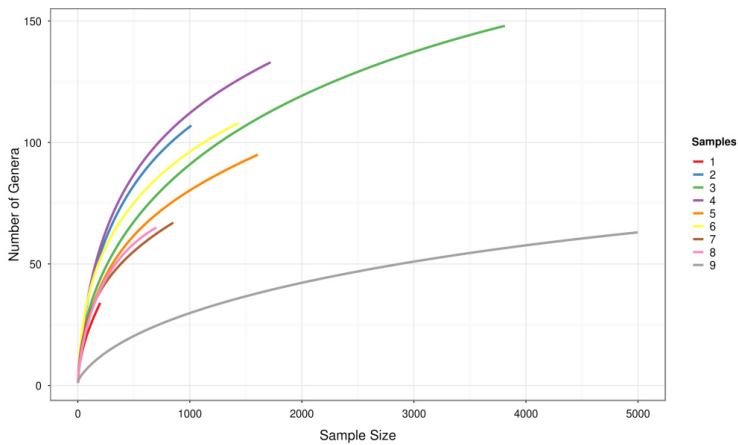


Figure 2 – Rarefaction curves of the sites. These curves were obtained considering only the taxonomic assignments that reached the genus level in the RDP multiclassifier analysis.

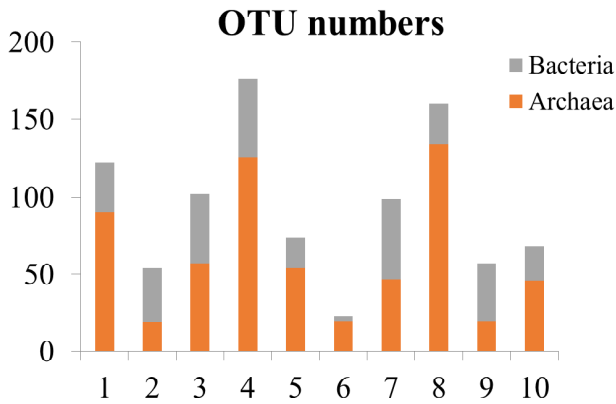


Figure 3 – TRFs numbers estimation of bacterial and archaeal community based on T-RFLP profiles.

Table 1 – a) Correlation matrix (Pearson) between DNA extraction yields and the following soil variables: pH, A g/Kg (Clays), Veg. cover% (vegetation cover), Crust cover %, C.E. mS/cm (Cationic exchange= index of salinity), ng/ul (total microbial DNA yields). The analysis was performed with XLStat 2010 (Addinsoft, Paris); b) p values of the correlation matrix; c) Coefficients of determination (R²). Values in bold are different from 0 with a significance level alpha=0.1.

Variables	pH	A g/Kg	Veg. cover %	Crust cover %	C.E. mS/cm	DnNA yield ng/ul
pH	1	-0.389	0.262	0.039	0.482	0.410
A g/Kg	-0.389	1	0.192	-0.161	-0.268	-0.178
Veg. cover %	0.262	0.192	1	-0.546	-0.041	0.244
Crust cover %	0.039	-0.161	-0.546	1	0.153	0.292
C.E. mS/cm	0.482	-0.268	-0.041	0.153	1	0.655
ng/ul	0.410	-0.178	0.244	0.292	0.655	1

Variables	pH	A g/Kg	Veg. cover %	Crust cover %	C.E. mS/cm	DNA yield ng/ul
pH	0	0.301	0.496	0.922	0.189	0.273
A g/Kg	0.301	0	0.621	0.679	0.485	0.647
Veg. cover %	0.496	0.621	0	0.128	0.917	0.527
Crust cover %	0.922	0.679	0.128	0	0.694	0.445
C.E. mS/cm	0.189	0.485	0.917	0.694	0	0.056
ng/ul	0.273	0.647	0.527	0.445	0.050	0

Variables	pH	A g/Kg	Veg. cover %	Crust cover %	C.E. mS/cm	DNA yield ng/ul
pH	1	0.151	0.069	0.001	0.232	0.168
A g/Kg	0.151	1	0.037	0.026	0.072	0.032
Veg. cover %	0.069	0.037	1	0.299	0.002	0.059
Crust cover %	0.001	0.026	0.299	1	0.023	0.086
C.E. mS/cm	0.232	0.072	0.002	0.023	1	0.429
ng/ul	0.168	0.032	0.059	0.086	0.429	1

Conclusions

The choice of DNA extraction and purification method had a significant effect upon bacterial, archaeal, and fungal molecular characterization from soil mainly because salts affected DNA extraction procedures. But at the same time the different concentra-

tions of salt, and calcium sulfate in soil locally influenced the structure and distribution of microbial communities which thus resulted highly variable also when comparing very close areas. Soil salinity thus represented both a natural gradient that defined the structure and distribution of microbial species in the environment, but also a critical element that introduced variability in the yield and quality of DNA extraction and purification.

Robust techniques that exclude the effects of the environmental matrix on the representativeness of the extracted DNA are needed, in order to better understand the diversity of highly heterogeneous systems.

REFERENCES

- Canfora, L., Bacci, G., Pinzari, F., Lo Papa, G., Dazzi, C., Benedetti, A., 2014. *Salinity and bacterial diversity: to what extent does the concentration of salt affect the bacterial community in a saline soil?* PLoS ONE 9(9): e106662. doi:10.1371/journal.pone.0106662.
- Canfora, L., Lo Papa, G., Vittori Antisari, L., Dazzi, C., Benedetti, A., 2015. *Spatial microbial community structure and biodiversity analysis in “extreme” hypersaline soils of a semiarid Mediterranean area.* Applied Soil Ecology 2015 93C, 120-129, doi: 10.1016/j.apsoil.2015.04.014.

Applicazione di digestato da biogas e letame in fase di reimpianto nel melo

S. Polverigiani¹, M. Salvetti², M. Franzina², P. Incondi^{2,4}, L. Folini², D. Neri^{3,1}

¹ Dipartimento di Scienze Agrarie, Alimentari ed Ambientali. Università Politecnica delle Marche

² Fondazione Fojanini, Sondrio

³ CREA – Centro di ricerca per la frutticoltura, Roma

⁴ Dipartimento di Scienze Agrarie e Ambientali, Università degli Studi di Milano, Milano

* s.polverigiani@univpm.it

Introduzione

La pratica del reimpianto risulta una scelta quasi obbligata in molte realtà frutticole ad alta specializzazione (Polverigiani *et al.*, 2014b). Il ritorno di una stessa coltura su terreno stanco porta con sé problematiche legate alla così detta malattia da reimpianto che ha come manifestazioni uno sviluppo stentato dell'apparato radicale (Hoestra 1968) e della pianta, una maggior suscettibilità a patologie ed insenilimento delle strutture (Savory 1966) ed una ridotta produttività dei nuovi impianti. A fronte di una sintomatologia ricorrente sulla pianta, a livello del suolo, la patologia risulta originata da una multipla e complessa interazione di patogeni e caratteristiche biotiche ed abiotiche del terreno. Le funzioni che portano alla malattia non sono ad oggi state univocamente descritte così come i meccanismi eventualmente coinvolti in meccanismi di soppressività (Janvier *et al.*, 2007). La componente biotica legata alla presenza di patogeni, ad esempio, è stata dimostrata rilevante nell'eziologia di patologie da reimpianto (Mazzola 1998). Attualmente gli studi sul tema si concentrano sulla biologia del suolo con un approccio multidisciplinare volto a descrivere i cambiamenti quantitativi e qualitativi che possono verificarsi nel corso del rinnovo del frutteto e che potrebbero portare ad un'efficace controllo della stanchezza del terreno. Tuttavia, trattamenti come la fumigazione o la pastorizzazione si sono mostrati parzialmente risolutivi rispetto a questa patologia: ad esempio solo nel 50% dei casi in uno studio condotto in frutteti oggetto di reimpianto nello stato di New York (Merwin *et al.*, 2001). Questo ad indicare come anche fattori abiotici o collegati all'ambiente di crescita in un senso più ampio, quali la presenza di residui con azione allelopatica, siano ugualmente coinvolti in questa sindrome complessa ascrivibile alla stanchezza del terreno (Zucconi, 2003).

Se la complessa eziologia alla base rende improbabile l'identificazione di parametri biotici o abiotici da intendere come univoci indicatori della condizione di stanchezza. Sicuramente esistono invece fattori predisponenti a stress per la pianta che possono agire amplificando la manifestazione dei sintomi (Polverigiani *et al.*, 2014b), e misure volte ad implementare la resilienza del sistema che possono contenerli.

Uno studio condotto da Atucha *et al.* (2014) ha dimostrato come portinnesti con uno sviluppo radicale più vigoroso siano più tolleranti alle patologie da reimpianto. Al di là della componente genetica, l'apporto di ammendanti organici, ricchi di sostanza organica, può generare condizioni capaci di stimolare sia lo sviluppo che la sopravvivenza radicale (Baldi e Toselli, 2013). Attraverso l'impiego di ammendanti da mescolare al ter-

reno stanco al momento dell'impianto, in particolare, è possibile perseguire l'obiettivo di offrire alla giovane pianta una nicchia di suolo in cui la presenza di eventuali residui derivanti dalla coltura precedente sia fortemente diluita ed in cui i residui siano oggetto di un dinamico processo di degradazione stimolato dall'inoculo di microrganismi che un materiale organico di qualità rappresenta (Giorgi *et al.*, 2008).

Al di là dell'accelerazione dei processi di degradazione delle componenti potenzialmente allelopatiche l'azione dell'ammendante si espleta inoltre nel miglioramento della fertilità fisica del terreno, del quale l'applicazione di materiale organico riduce densità e resistenza meccanica. L'applicazione di sostanza organica può tradursi anche in un aumento della concentrazione di acidi umici per i quali è stato riconosciuto un ruolo nello stimolo della proliferazione degli apici radicali (Arancon *et al.*, 2004) così pure come nella promozione delle relazioni simbiotiche con i funghi micorrizici. Il risultato dell'intervento è quello di generare condizioni di maggior ospitalità nei confronti della radice, di stimolarne la crescita e promuoverne attività e longevità.

Wilson *et al.* (2004) confermano come l'effetto dell'ammendante sia maggiore se applicato in buca quando questo evita il contatto della radice con suolo stanco, in fase iniziale.

Una maggior efficienza del sistema radicale, in fase iniziale, di sviluppo può tradursi in un'allocazione più funzionale dei fotosintetati (Eissenstat e Yanai, 2002); a questo si aggiunge un'esplorazione di una nicchia di suolo più ampia con conseguente maggior resilienza del sistema di fronte a fattori di stress sia biotici che abiotici. L'applicazione di sostanza organica dalla composizione complessa e dai processi di degradazione difficili da prevedere porta con sé tuttavia anche possibili rischi legati all'istaurarsi di azioni di tossicità (Polverigiani *et al.*, 2014a) che richiedono un'adeguata valutazione di tempi, dosaggi e modalità con cui programmare il contatto della radice con il substrato.

Il presente lavoro mira a verificare l'effetto sullo sviluppo radicale, la fisiologia della pianta e l'emissione di CO₂ dal terreno della sostituzione del fertilizzante chimico con un'applicazione di ammendante, in particolare letame caprino e digestato da biogas, in buca all'impianto. La nostra ipotesi è che gli ammendanti possano offrire un ambiente più ospitale allo sviluppo radicale e che questo possa tradursi in un iniziale stimolo all'occupazione del terreno da parte della radice. Ipotizziamo che l'occupazione più capillare dello spazio consenta alla radice di procurare i nutrienti necessari allo sviluppo della pianta a dispetto di una minor concentrazione di nutrienti in forma disponibile, e che la presenza di questa tipologia di materiale organico possa indurre un aumento dell'attività microbica del terreno.

Materiali e metodi

Astoni di melo Cv 'Gala' innestata su M9, dal calibro di 13mm, omogenei e non potati, sono stati messi a dimora nell'aprile 2015 in due diverse località della Valtellina per testare l'effetto dell'applicazione di ammendanti sullo sviluppo morfo-fisiologico della pianta e sull'emissione di CO₂ dal terreno. Le due località: Postalesio e Villa di Tirano presentavano caratteristiche di fertilità fisico-chimica riportate in tabella (Tabella 1).

Tabella 1 – Caratteristiche di fertilità fisico-chimica e dettaglio della modalità di esecuzione dello scavo per la messa a dimora nelle due località in prova.

	pH	Tessitura (g/Kg s.s.)	N	C/N	Sostanza Organica (g/Kg s.s.)	C.S.C. (meq/100g s.s.)	Modalità scavo
Postalesio	6.9	Franco limoso	1.9	8.7	28	14.0	escavatore
Villa di Tirano	6.7	Franco sabbioso	1.5	10.4	27	10.5	manuale

In entrambi gli impianti, secondo il medesimo disegno a blocchi randomizzati, tre trattamenti sono stati confrontati: letame caprino maturato 6 mesi, digestato sottoprodotto della produzione di biogas (Tabella 2) entrambi applicati in buca, ed un fertilizzante chimico (NPK 14-7-7) distribuito invece in superficie per garantire l'assorbimento dei nutrienti e scongiurarne la lisciviazione dati i più rapidi tempi di rilascio stimati. In ciascuna località un totale di 16 piante per trattamento divise in 3 blocchi sono state osservate. Ciascuno dei trattamenti è stato testato a due diverse dosi capaci di fornire rispettivamente 18 g/pianta e 36 g/pianta di N entro l'anno. Per il letame ed il digestato si è stimato un rilascio del 50% dell'azoto totale entro l'anno.

Gli ammendanti organici sono stati applicati in buca a 30 cm di profondità, al momento dell'impianto, mescolati con terreno derivante dalla fila del frutteto e separati dalle radici da uno strato di 5 cm dello stesso terreno. Letame e digestato sono stati applicati, alla dose minore, anche a diretto contatto con le radici in sole due piante per località. Il concime chimico è stato frazionato in superficie in due applicazioni: una al momento dell'impianto ed una in data 14 luglio per limitarne le perdite.

Tabella 2 – Principali caratteristiche fisico-chimiche degli ammendanti.

	Digestato	Letame
Umidità	83.2%	75.4%
pH	8.1	9.0
TOC (%)	40.0	37.0
Azoto totale (%s.s.)	1.5	2.7
Rapporto C/N	27.0	13.8

Densità radicale

In data 11 giugno, sono stati effettuati carotaggi volti a determinare la densità radicale a

due diversi intervalli di profondità: rispettivamente 0-20 cm e 20-40 cm. Un campione di c.a. 250 g di terreno è stato prelevato, a 15 cm di distanza dal fusto nella direzione dell'interfila, da 3 piante per ogni trattamento in ciascun blocco. Il peso secco del terreno è stato misurato. Dal terreno sono state poi estratte tutte le radici presenti, e le strutture di melo sono state separate da quelle infestanti e suddivise in necrotiche e vitali attraverso un'analisi visiva. La necromassa è stata esclusa dalla valutazione e la densità radicale è stata espressa come mg di radici vitali/Kg suolo.

Scambi gassosi fogliari ed emissione netta di CO₂

La fotosintesi netta e l'apertura stomatica sono state misurate con un analizzatore di gas ad infrarossi LC Pro (ADC BioScientific Ltd. United Kingdom) portatile in giugno e settembre su una foglia completamente espansa in ciascuna delle piante in prova.

La quantità di CO₂ netta emessa dal terreno (NCER) è stata invece misurata in settembre, a 5 mesi dall'impianto, con lo stesso strumento attrezzato con una camera per la misura dei flussi gassosi dal terreno, su parcelle liberate dalla vegetazione, in corrispondenza di due piante per ogni trattamento in ciascun blocco ad una distanza di 10 cm dal fusto. Le misure sono state effettuate con la camera schermata rispetto alla penetrazione della luce solare, tra le ore 15.00 e le 18.00.

Analisi statistica

I dati di densità radicale sono stati analizzati valutando l'effetto di dose, trattamento, località e della loro interazione con un'ANOVA a due vie. La differenza tra località è stata testata con il test t di Student ($\alpha=0.05$) per ciascuna profondità. I dati di densità sono stati sottoposti ad analisi della varianza e test Tukey ($\alpha=0.05$) di separazione delle medie per singola località e profondità. Lo stesso test è stato utilizzato per il confronto delle tesi per l'NCER e la sola ANOVA è stata applicata alla valutazione dei dati di scambi gassosi. Tutte le analisi sono state condotte con il software Jmp 9.0 (SAS Institute, Cary, NC).

Risultati e discussione

Densità radicale

Nella misura di densità radicale, effettuata a giugno, non si è riscontrato un effetto significativo del trattamento applicato ($p=0,225$), nè della dose di applicazione ($p=0,809$) nello strato più superficiale del profilo. A profondità di rilievo comprese tra 20-40 cm, e cioè nello strato interessato dall'applicazione di ammendante, l'analisi ha indicato un effetto legato al trattamento ($p=0,004$), differenze significative legate alla dose di applicazione ($p=0,021$) ed un'interazione dell'effetto del trattamento con la dose ($p=0,032$).

La località Postalesio ha mostrato uno sviluppo radicale molto superiore alla località Villa di Tirano in ciascuno dei trattamenti testati e ad entrambe le profondità (Figura 1).

La diversa modalità di preparazione delle buche per l'impianto, effettuate con un esca-

vatore a Postalesio anzichè a mano, e movimentando quindi una maggior quantità di terreno, potrebbe aver contribuito a ridurre la resistenza meccanica del terreno in questa località ed aver indotto uno sviluppo più vigoroso degli apparati.

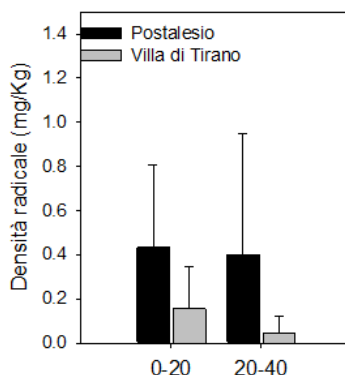


Figura 1 – Densità radicale riscontrata nelle due località a diverse profondità. I dati sono presentati come medie + dev.st di n=54 campioni. Per ciascuna profondità lettere differenti indicano differenze significative tra località secondo il test t di Student ($\alpha=0.05$) di separazione delle medie.

Nei primi 20 cm del profilo l'applicazione di ammendanti si è tradotta in uno stimolo allo sviluppo radicale esclusivamente nella località di Villa di Tirano. Ad una profondità di 20-40 cm un incremento della dose fornita ha aumentato la produzione di radici nel caso del trattamento minerale NPK, mentre l'incremento della dose ha ridotto lo sviluppo radicale sia nel caso del digestato che del letame, in profondità (Tabella 3). Il dato potrebbe far pensare ad una soglia di concentrazione degli ammendanti organici, superata la quale possano ingenerarsi fenomeni di tossicità. Il fenomeno si è riscontrato sia per letame che per digestato in entrambe le località ed è risultato parzialmente attenuato solo nella località Postalesio in presenza di digestato.

Tabella 3 – Densità radicale misurata lungo il profilo nelle due località. I dati sono presentati come medie \pm dev.st. di n=9 campioni. Lettere diverse all'interno della colonna indicano differenze significative tra trattamenti secondo il test Tukey ($p<0.05$) di separazione delle medie.

Densità radicale	0-20		20-40	
	Postalesio	Villa di Tirano	Postalesio	Villa di Tirano
NPK 18	0.33 \pm 0.10 a	0.09 \pm 0.07 bc	0.28 \pm 0.23 b	0.02 \pm 0.02 b
NPK 36	0.42 \pm 0.30 a	0.05 \pm 0.07 c	0.33 \pm 0.27 b	0.04 \pm 0.04 ab
Digestato 18	0.50 \pm 0.62 a	0.19 \pm 0.16 abc	0.31 \pm 0.16 b	0.08 \pm 0.15 a
Digestato 36	0.46 \pm 0.34 a	0.22 \pm 0.17 ab	0.23 \pm 0.20 b	0.02 \pm 0.02 b
Letame 18	0.55 \pm 0.35 a	0.14 \pm 0.09 abc	0.88 \pm 1.05 a	0.08 \pm 0.08 a
Letame 36	0.33 \pm 0.30 a	0.25 \pm 0.37 a	0.28 \pm 0.29 b	0.03 \pm 0.01 ab

A conferma di una possibile azione fitotossica si è riscontrato che un effetto negativo rispetto allo sviluppo radicale è stato causato dagli ammendanti a diretto contatto con la radice, anche se applicati alla dose minima. Quando fornito a diretto contatto con la radice dell'astone il letame ha azzerato la produzione di radici in profondità e ne ha compromesso lo sviluppo in superficie. Il digestato ha ugualmente rappresentato un deterrente alla radicazione in profondità, senza contrarne però lo sviluppo superficiale (Figura 2). Il livello inferiore di interazione, sia inibitiva che stimolativa, avuta dal digestato con la radice potrebbe essere ascritta ad un maggior rapporto C/N del digestato rispetto al letame ed ad un più lento processo di degradazione.

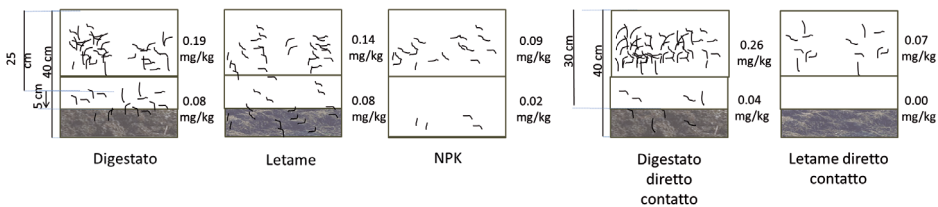


Figura 2 – Densità radicale riscontrata in data 11 giugno in località Villa di Tirano alle due profondità nei diversi trattamenti applicati alla dose minore sia (A) separati dall'apparato radicale all'impianto che (B) forniti a diretto contatto. Il dato si riferisce a n=2 piante nel caso dell'applicazione a diretto contatto e a n=9 piante nel resto dei casi.

Scambi gassosi fogliari

La misura degli scambi gassosi ha mostrato come una dose maggiore, sia di fertilizzante che di ammendante, abbia rappresentato uno stimolo più forte all'attività metabolica della pianta. I valori maggiori sia di fotosintesi che di apertura stomatica si sono registrati per le dosi da 36 g/pianta di N. Le differenze legate al trattamento sono invece risultate meno nette e meno persistenti nel tempo, con un vantaggio offerto in fase iniziale da letame e digestato parzialmente mantenuto nel corso della stagione. In assenza di indicazioni di carenze nutrizionali, le differenze indotte nell'attività metabolica durante il periodo estivo sembrano più probabilmente da ascrivere ad un miglior stato idrico delle piante in presenza di amendante. Un'azione migliorativa degli apporti organici rispetto alla struttura e la capacità di ritenzione idrica del terreno potrebbe essere alla base di un aumento di conduttanza stomatica e conseguente attività fotosintetica, insieme con un aumento dello sviluppo, della profondità e della conseguente capacità di assorbimento radicale.

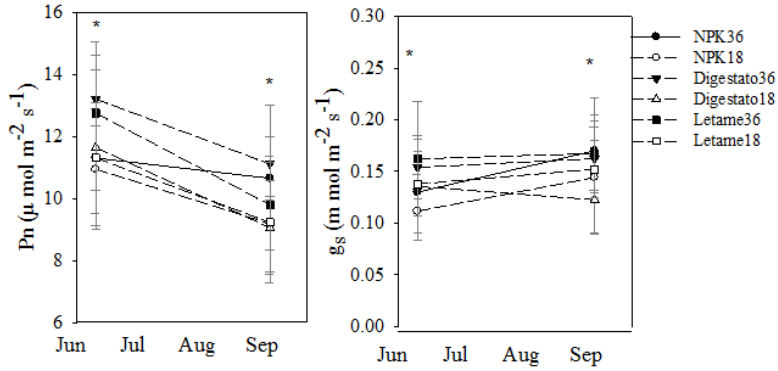


Figura 4 – Fotosintesi netta (Pn) ed apertura stomatica misurata in tutte le piante in prova. I dati sono presentati con media \pm dev.st di $n=32$ piante in entrambe le località.*differenze significative secondo l'analisi della varianza ($\alpha=0.05$).

Emissione netta di CO_2

I valori minimi di emissione di CO_2 si sono avuti nel trattamento concimato con NPK. L'applicazione della dose maggiore di letame ha influito aumentando la quantità di CO_2 emessa dal terreno rispetto alla tesi concimata. L'applicazione di una dose doppia di prodotto, nel caso degli ammendanti ha indotto un aumento del 30% circa delle emissioni di CO_2 dal terreno. Nel caso del trattamento concimato con NPK l'applicazione della dose doppia non ha indotto variazioni di rilievo nelle emissioni di CO_2 dal terreno. L'azione dell'ammendante nell'incrementare il metabolismo del suolo appare mediato dall'aumento quantitativo del contenuto di carbonio e microrganismi nel suolo da un lato e dall'ampliamento qualitativo della diversità microbica dall'altro.

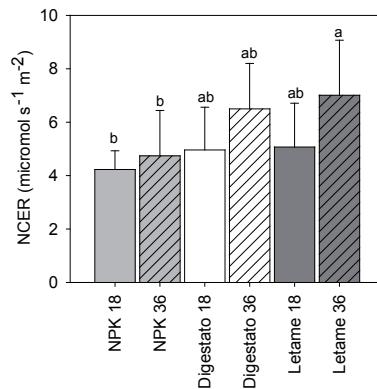


Figura 3 – Emissione netta di CO_2 misurata in data 2 settembre in ciascuno dei trattamenti applicati. I dati sono presentati come medie + dev.st. di $n=12$ campioni. Lettere diverse indicano differenze significative tra trattamenti secondo il test Tukey ($\alpha=0.05$) di separazione delle medie.

Conclusioni

L'applicazione di ammendante ad un suolo stanco ha mostrato di poter generare una nicchia particolarmente favorevole allo sviluppo radicale, utile ad una rapida colonizzazione iniziale del terreno da parte di astoni di grosse dimensioni, ben ramificati e non soggetti a potatura. Tali vantaggi si sono tradotti anche in un iniziale stimolo all'attività fotosintetica della pianta. I benefici, a livello radicale, sono risultati particolarmente evidenti nella località Postalesio dove il terreno, dalla struttura migliorata da una lavorazione di volumi di terreno maggiore all'impianto, ha consentito uno sviluppo radicale generalmente più vigoroso. In queste condizioni la creazione di una nicchia di terreno, in cui la presenza di residui colturali precedenti venga diluita attraverso l'applicazione localizzata di un ammendante, può aver permesso alla pianta di esplicitare al massimo le proprie potenzialità.

Gli stessi ammendanti hanno mostrato di poter promuovere il metabolismo nel terreno, con la conseguenza di accelerare i processi di degradazione dei residui derivanti dal ciclo colturale precedente e capaci di esercitare effetti potenzialmente dispatici sulla radice del nuovo astone. Fra gli ammendanti, il letame caprino ha indotto un maggiore stimolo all'attività metabolica del suolo mentre il digestato, per il suo elevato rapporto C/N, ha mostrato maggior stabilità. Tuttavia entrambi gli ammendanti hanno mostrato di poter offrire uno stimolo funzionale allo sviluppo di radici di melo. Ad esso deve aggiungersi un possibile beneficio derivante dall'attivazione di dinamiche di soppressività, legate ad una maggior diversità microbica, e di resilienza endogena al sistema suolo-pianta, utili a garantire un'occupazione capillare dello spazio, una disponibilità più costante di acqua e nutrienti ed uno stato fisiologico ottimale della pianta. La prova sottolinea la necessità di individuare dosi e modalità di applicazione adeguati in modo da scongiurare effetti fitotossici per la radice.

Ringraziamenti

La ricerca è stata supportata dalla provincia di Sondrio come parte del progetto “problemativa della moria del melo in Valtellina”.

BIBLIOGRAFIA

- Arancon, N.Q., Edwards, C.A., Bierman, P., Welch, C., Metzger, J.D., 2004. *Influences of vermicomposts on field strawberries: 1. Effects on growth and yields*. Bioresource Technology. 93, 145-153.
- Atucha, A., Emmett, B., Bauerle, T.L., 2014. *Growth rate of fine root systems influences rootstock tolerance to replant disease*. Plant Soil. 376,337-346.
- Baldi, E., Toselli, M., 2013. *Root growth and survivorship in cow manure and compost amended soils*. Plant, soil and environment. 59,174-179.
- Eissenstat, D.M., Yanai, R.D., 2002. *Root life span, efficiency, and turnover*. Plant roots: the hidden

- half, 3, 221-238.
- Giorgi, V., Neri, D., Lodolini, E.M., Savini, G., 2008. *Olea europaea L. root growth in soil patches with olive husks and hay residues*. International Journal of fruit science. 4: 19-32.
 - Hoestra, H., 1968. *Replant diseases of apple in the Netherlands*. Ph.D. thesis. Meded. Landbouwhogeschool Wageningen, the Netherlands.
 - Janvier, C., Villeneuve, F., Alabouvette, C., Edel-Hermann, V., Mateille, T., Steinberg, C., 2007. *Soil health through soil disease suppression: Which strategy from descriptors to indicators?* Soil Biology & Biochemistry. 39:1-23.
 - Mazzola, M., 1998. *Elucidation of the microbial complex having a causal role in the development of apple replant disease in Washington*. Phytopathology 88, 930–938.
 - Merwin, I.A., Byard, R., Robinson, T.L., Carpenter, S., Hoying, S.A., Iungerman, K.A., Fargione, M., 2001. *Developing an integrated program for diagnosis and control of replant problems in New York apple orchards*. New York Fruit Quarterly. 9, 11-15.
 - Polverigiani, S., Kelderer, M., Lardschneider, E., Neri, D., 2014a. *Organic Wastes Use in Horticulture: Influences on Nutrient Supply and Apple Tree Growth*. International Journal of Plant & Soil Science, 3, 358-371.
 - Polverigiani, S., Kelderer, M., Neri, D., 2014 b. *Growth of 'M9' apple root in five Central Europe replanted soils*. Plant root, 8: 55-63.
 - Savory, B.M., 1966. *Studies on the occurrence and aetiology of specific replant diseases of perennial fruit crops*. Ph.D. thesis. University of London, London.
 - Wilson, S., Andrews, P., Nair, T.S., 2004. *Non-fumigant management of apple replant disease*. Scientia Horticulturae. 102, 221-231.
 - Zucconi, F., 2003. *Declino del suolo e stanchezza del terreno (Soil decline and soilsickness)*. Pitagora, Bologna, Italy.

Mineralization processes of different pure organic substances in soil

Francesco Alianiello¹, Philippe Schmitt-Köpplin², Marianna Lucio², Massimiliano Valentini³, Sara Cozzolino¹, Maria Gabriella Mascia¹

¹ CREA – Consiglio per la Ricerca in Agricoltura e l'analisi dell'economia agraria – RPS – Centro di Ricerca per lo Studio delle Relazioni tra Pianta e Suolo

² Research Unit Analytical BioGeoChemistry, Helmholtz Zentrum München (German Research Center For Environmental Health).

³ CREA – Consiglio per la Ricerca in Agricoltura e l'analisi dell'economia agraria – NUT – Centro di ricerca per gli alimenti e la nutrizione

* francesco.alianiello@entecra.it

Introduction

Mineralization studies have been, to date, intended primarily to measure the amount of Carbon and Nitrogen compounds exchange between soil and atmosphere (Wang, 2014; Lorenz and Lal, 2014) but not everything is very well known about their mechanisms, although some processes are expected (Flessa, 2006). Numerous investigations were dedicated to the amount of organic matter exchanged between soil and atmosphere, by means of OM sequestration and C and N mineralization (Accoe *et al.*, 2004; Cleveland *et al.*, 2004; Leifeld *et al.*, 2002; Olk *et al.*, 2006).

A laboratory experiment in controlled and continuous conditions of moisture and temperature was set up, to monitor changes in the chemical composition of the organic mixture. 4 pure substances were added separately to two soils: lignin, cellulose, casein and tripalmitin. Lignin was chosen for being historically regarded as a very likely precursor of humic substances, even if it is not considered anymore the most recalcitrant component of SOM (Thevenot *et al.*, 2010), the others to represent the most common substances of biological origin, i. e. carbohydrates, proteins and lipids. They were added to soil and chemical changes were monitored for one-year incubation.

Aim of this study was to monitor the chemical transformations of pure organic substances added to soil in order to obtain information on the reactions that take place between the materials added and the substances originally present in soil in the mid-term. The possibility of using different high-quality analytical techniques, particularly NMR and FTICR, could provide better information.

Materials and methods

4 pure compounds (lignin, cellulose, casein and tripalmitin), were added to two different soils, soil S and soil C (Table 1) and incubated for a year in controlled conditions of temperature and moisture (27 °C, 2.5 pF), in triplicate trial. The amount of compound added was that required to double the original organic C concentration of the soils, and the mixtures were placed in 3 kg micro-cosmos. 500 g sub-samples were collected

immediately after mixing, after 3 weeks, 3 months, 6 months and 1 year, and analyzed.

Table 1– Characteristics of the soils.

classification (Soil Taxonomy)		pH	clay %	silt %	sand %	texture	organic C gkg ⁻¹	N gkg ⁻¹	CaCO ₃ %	CSC (meq100g ⁻¹)
Soil S	Alfisols	7.8	48	16	36	claiy	15.3	0.9	1.9	17.6
Soil C	Inceptisols	6.5	38	18	46	claiy- loam	18.2	1.4	absent	15.1

Total Organic Carbon (TOC) and Total Extractable Carbon (TEC) were determined. TEC was extracted from 2g of sample per 100 ml 0.1 M NaOH, 0.1 M Na₄P₂O₇ solution for 48 h stirring at 60°C, in Nitrogen atmosphere.

These determinations were carried out in triplicate for each one of the three sample repetitions.

¹³C NMR analysis was carried out on freeze-dried soil extracts (Preston, 1996; Baldock *et al.*, 1997), on medium samples of the three repetitions. SOM was extracted the same way as for the TEC determination. The soil extract was dialysed against water by membranes of 6-8000 molecular weight cut-off, until they reached pH 7, then freeze-dried. CP-MAS ¹³C NMR analysis was carried out with a Bruker Avance 400 MHz NMR, on a 7 mm CP-MAS probe, and a cross polarization pulse program. Contact time was 1000 μs, acquisition time 40 ms, recycle time 1 s. Line broadening of 50 Hz was used. The rotor spin rate was 7 KHz. The pure substances were analyzed as such.

Only soil S and its mixtures obtained with the pure substances addition during the incubation period have been analysed by ICR-FT/MS. High resolution mass spectra were carried out on a Bruker (Bremen, Germany) APEX Qe Fourier transform-ion cyclotron resonance-MS equipped with a 12 T superconducting magnet and an Apollo II electrospray (ESI) source operated with 1000 scan (1MW) in the positive ion mode and 500 scan (4MW) in the negative one. Scan range was 150–2000 m/z for both modes. Moreover, further extraction from the freeze-dried samples, the same used for ¹³C NMR, was necessary: a stock A solution was made of 1 mL H₂O PLUS 200 μL NH₃. 1 mg sample was mixed to 200 μL Stock A. It was centrifuged and 500 μL of the supernatant were added to 1 ml MetOH. 2 μL of this solution were injected.

From these lists the elemental formulas were assigned for each peak in batch mode by a software tool written in-house in Python and FORTRAN95. The generated formulas were validated by setting sensible chemical constraints (nitrogen rule, atomic oxygen to carbon ratio O/C < 1, element counts: hydrogen H < (2 + C₂), carbon C ≤ 100, oxygen O ≤ 80, nitrogen N ≤ 5 and sulfur S ≤ 1) and only the 12C_n masses in conjunction with their automated generated theoretical isotope patterns (existence of the 12C (n-1) isotope) were taken into consideration for the van Krevelen data visualization (Ros-

sello-Mora *et al.*, 2008; Hertkorn, *et al.*, 2008). In order to characterize the experiment a Partial Least Square model was developed choosing the Control, Cellulose, Casein, Time, Tripalmitin and Lignin as dependent variables. In consideration to remove the information of the matrix X (matrix with the m/z values) that is orthogonal (unrelated) to the Y an Orthogonal Signal Correction was applied. Applying this technique was possible to list the masses characterizing for the different groups. The statistical elaborations were done in with SIMCA-P 11.5 (Umetrics, Umeå, Sweden).

Results

Total organic carbon (TOC)

TOC decreased with incubation time in all treated and untreated soils, but significant differences were detected among the different mixtures, as expected. Casein seemed to be mineralised immediately: after 3 weeks the TOC of casein treated soil was almost the same of the control. In the tripalmitin treated soil TOC decreased steadily during the year. In the lignin treated soil TOC decreased very slowly, with a similar trend to the control. Cellulose treated soil showed the highest decrease of TOC between 3 weeks and 3 months' incubation.

Total extractable carbon (TEC)

Cellulose treated soils' TEC is not much higher than the control at start (differently than TOC). The trend of Cellulose thesis TEC is completely different from the TOC one. Its values are not much higher than those of the control, suggesting that the mineralization dynamics indicated by the TOC values originate from the insoluble fraction, mainly composed by the cellulose itself. The same occurs to the tripalmitin samples. Lignin TEC greatly decreases in the first 3 weeks, more evidently than TOC, probably due to early mineralization mainly caused by extractable components of lignin derivation.

CP-MAS ¹³C NMR

Casein characteristics of the spectrum disappear very rapidly from the soil-casein mixtures.

The characteristics of lignin, in the spectra of the lignin treated soils, after 1 year still can be recognised, throughout all the spectrum. The mineralization trend agrees with the results of other incubation experiments.

The spectra of tripalmitin treated soils show that a year is necessary for the compound to be mineralised or to be converted to compounds similar to those of the original SOM, with rather a regular pattern.

Integration of the areas of the NMR spectra divided by ppm bands confirms the results, but also shows some interesting chemical changes. The spectra were divided into bands as follows:

R₁: 0-45 ppm (C-alkyl); **R₂**: 45-65 ppm (-NHC, -OHC); **R₃**: 65-95 ppm (-OCH₃); **R₄**:

95-108 ppm (C acetalic); R_5 : 108-145 ppm (C aromatic); R_6 : 145-160 ppm (C phenolic); R_7 : 160-185 ppm (C carboxyl, carbonyl, amide, ester).

After 3 weeks the ^{13}C NMR spectrum of cellulose treated soils is impossible to distinguish from the one of the untreated soil. The R3 band, representing $-\text{OCH}_3$ groups, in both soils plus casein is very low at start, especially if compared with the control: after 3 weeks it increases with the mineralization of the added OM. Casein addition to soil increases OM content without adding methoxy- groups, and the subsequent mineralization of casein increases the R3 band. The severe reduction of these bands at start denotes a change of the chemical shift, and therefore of the electronic environment, from the side of soil methoxyls, which after 3 weeks return to the control conditions. The R6 band appears during all the incubation only in both soils + lignin.

ICR-FT MS (Fourier Transform Ion Cyclotron Resonance Mass Spectrometry) data evaluation

After the calibration the ICR-FT/MS spectra were exported into a peak lists at a signal-to-noise (S/N)=3 and they were aligned with an in-house software (Lucio *et al.*, 2010). The first filter applied to the data was to select m/z above the value 580 and after the masses present among the spectra with a frequency less of 5% were deleted.

It has been chosen as multivariate analysis technique the orthogonal signal correction-partial least square (OSC-PLS), suitable to reveal the possible relation between the different experiments and the m/z values across the variable time. The study of contribution of the different variables (m/z in this case) was done through the analysis of the regression coefficients.

In the first OSC-PLS model play an important role the variable Tripalmitin and Time (both significant in the Cross Validation Anova with a p-value of 2.00221e-006 and 0.04 respectively) the model has three valid components with $Q^2Y(\text{cum})=0.27$ and $R^2Y(\text{cum})=0.46$.

The other groups, Casein and Cellulose in one side and control and Lignin in the other side, manifest a strong homogeneity each other, and they did not achieve a significant value in the CV-ANOVA. Tripalmitin shows a trend completely separate from the others. The possible chemical affinities and the time effect were analyzed with the Van Krevelen diagram plotting hydrogen/carbon (H/C) against oxygen/carbon (O/C) ratio. In the different plot were pointed out the various chemical spaces (CHO, CHOS, CHON, CHONS), which visually highlight specific cluster series of elementary compositions observed within nominal masses.

FTICR reveals also that degradation is characterized by an increase of small C and N-containing compounds in casein, cellulose and tripalmitin samples, a general decrease of control-like compounds and a general increase of N compounds.

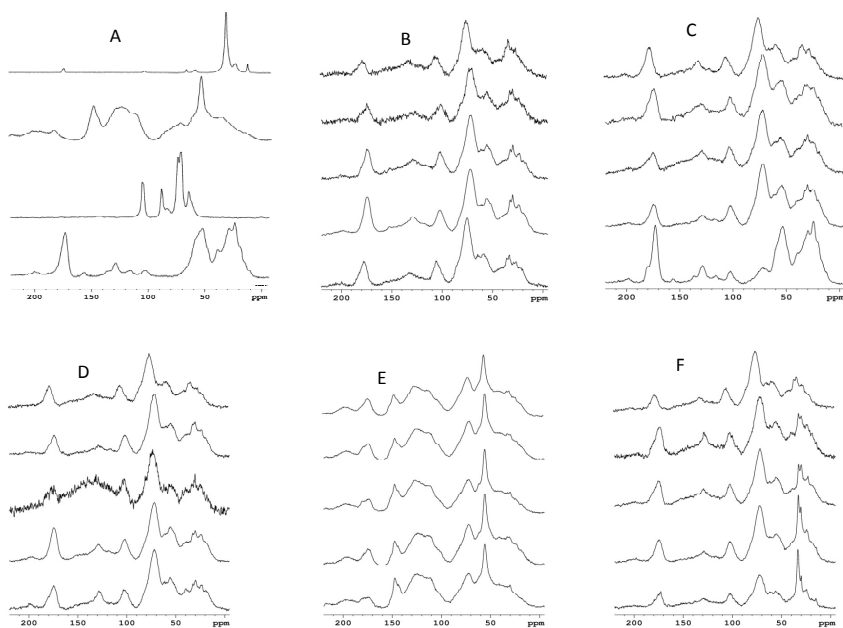


Figure 1 – ¹³C NMR spectra of:

- A. Pure substances: bottom up: casein, cellulose, lignin, tripalmitin;
- B. Soil S with no addition, bottom up: time 0, 3 weeks, 3 months, 6 months, 1 year
- C. Soil S+casein, bottom up: time 0, 3 weeks, 3 months, 6 months, 1 year
- D. Sol S+cellulose, bottom up: time 0, 3 weeks, 3 months, 6 months, 1 year
- E. Soil S+lignin, bottom up: time 0, 3 weeks, 3 months, 6 months, 1 year
- F. Soils+tripalmitin, bottom up: time 0, 3 weeks, 3 months, 6 months, 1 year

Discussion

We remind the significance of the TEC values: all the results coming from ¹³C NMR and ICR-FT regard only the extracted fraction, as it results from the “Materials and Methods” section.

From the results of TOC and ¹³C NMR it looks as though as all the substances studied were almost completely mineralised or apparently converted to substances similar to those of soil, excluded lignin which after one-year incubation is still analytically recognisable in soil mixtures’ spectra.

TOC and NMR data show that mineralization speed of the pure substances, at the experimental conditions, is as follows, just as expected:

Casein>cellulose>tripalmitin>lignin.

The cellulose TEC values are very low compared to the TOC values. The TOC trend displays a very fast degradation of cellulose.

TOC of both cellulose and tripalmitin is reduced in time, even if with different speed. Their mineralization should be researched principally from the non-extractable fraction.

Tripalmitin treated soils demonstrate a behavior different from all the other samples and a slow but continuous degradation process. TOC mineralization of both soils plus tripalmitin is much slower than that of casein and cellulose.

The almost complete disappearing of the R3 bands in the casein thesis at start experiment (the decrease compared to the control is much more than the one due to the dilution caused by the protein addition), which immediately returns to the control conditions, is of difficult interpretation. It indicates a short-term change in the chemical composition of the SOM, with a fast return to the previous conditions. This change is associated to the casein addition, while its mineralization reveals the -OCH₃ again. This could be considered an indication of a typical way of casein absorption by soil.

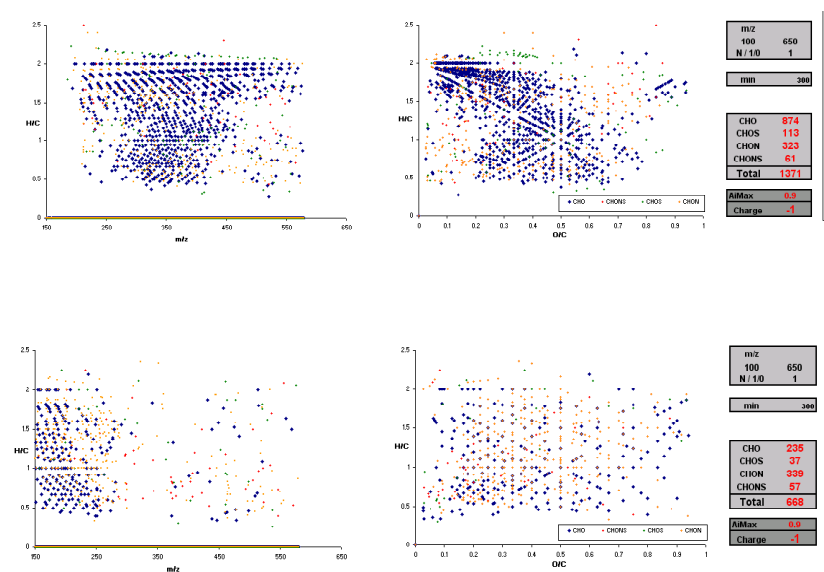


Figure 2 – Van Krevelen diagrams of soils+ tripalmitin and diagrams time up and down regulated which point out the properties in relation with the time factor.

Results of ICR-FT MS demonstrate new characteristics of degradation of compounds. In the OSC-PLS analysis of ICR-FT MS the pattern of lignin added soil is in the same group of the soil untreated. The TOC pattern of these two theses is in line with this result.

While TOC and NMR results indicate that casein and cellulose seem to be completely degraded during the first 3 weeks, ICR-FT MS reveals different processes: an increase of small N containing compounds was detected in the mixtures with casein, cellulose and tripalmitin, not in the lignin one and in the control. It indicates that, while carbon is mineralized and total carbon decreases, N already present in soil is not mineralized

together with the other material (or it is mineralized in lesser extent, presumably immobilized by microorganisms) and increases its concentration with respect to the remaining SOM. This process is allowed by the presence of the substances added, but not of lignin, which seems not to undergo chemical changes.

N containing compounds increase also in the casein thesis. Probably also casein's Nitrogen is requested for the microbial activity (Geisseler *et al.*, 2010).

Furthermore, there is a general decrease of control-like compounds, which indicates the mineralization not only of the substances added, but also of the original SOM.

Decrease of control-like compounds, in the case of cellulose and tripalmitin, indicates an exchange of compounds between the original SOM and the added one: not only are the compounds added to be mineralized, but some of them replace some of those present in soil, which are mineralized in the meantime.

An increase of small compounds is detected in casein cellulose and tripalmitin: it suggests that, while control like compounds decrease, a degradation added to smaller compounds of the materials occurs.

Conclusions

The experiment demonstrated as a general rule a main degradation process in all the theses, which implies mineralization also of the original SOM, while the OM added is subjected to complex mechanisms.

TOC and ^{13}C NMR data reveal, in all the samples where the substances have been added, a pathway, faster or slower, of return to the original soil composition, with the mineralization almost exclusive of the substances added, but FTICR shows that the pathway is not precisely that: some of the original organic matter of soil is mineralized, and it is replaced by small compounds introduced by organic matter addition. N-compounds are retained by soil, and if mineralized they are in lesser extent than non N-compounds.

Other processes of difficult interpretation occur, like in the case of the R3 NMR band, representing the $-\text{OCH}_3$ group, in the casein thesis, which almost disappeared (as if they were hidden), at start experiment and reappeared after 3 weeks.

Finally, OSC-PLS shows three different groups, indicating different ways of processes, where tripalmitin makes a group itself. The increase of small N-containing compounds and decrease of control-like compounds revealed by FTICR suggests that the result of addition of the materials did not only cause their mineralization, but also the sequestration of some of the added compounds, preserving the Nitrogen already present in soil. This has not happened to the control and Lignin theses. This one seemed to behave in a similar way as the control.

REFERENCES

- Accoe, F., Boeckx, P., Busschaert, J., Hofman, G., Van Cleemput, O., 2004. *Gross N transformation rates and net nitrogen mineralization rates related to the C and N contents of soil organic matter fractions in grassland soils of different age*. Soil Biol. Biochem. 36, 2075-2087.
- Cleveland, C.C., Neff, J.C., Townsend AR, Hood, E., 2004. *Composition, dynamics, and fate of leached dissolved organic matter in terrestrial ecosystem: results from a decomposition experiment*. Ecosystems 7:275-278.
- Flessa, H., 2006. *Stabilization of organic matter in temperate soils: mechanisms and their relevance under different soil conditions – a review*. Eur. J. Soil Sci., 57, 426-445.
- Geisseler, D., Horwath, W.R., Joergensen, R.G., Ludwig, B., 2010. *Pathways of nitrogen utilization by soil microorganisms – A review*. Soil Biol. Biochem. 42 (12), 2058-2067.
- Hertkorn, N., Frommberger, M., Schmitt-Kopplin, P., Witt, M., Koch, B., Perdue, E.M., 2008. *Natural organic matter and the event horizon of mass spectrometry*. Anal. Chem., 80, 8908.
- Leifeld, J., Siebert, S., Kögel-Knabern, I., 2002. *Changes in the Chemical Composition of soil organic matter after application of compost*. Eur. J. Soil Sci., 53, 299-309.
- Lorenz, K., Lal, R., 2014. *Soil organic carbon sequestration in agroforestry systems. A review*. (Review) Agronomy for Sustainable Development 34, 2, 443-454.
- Lucio, M., Fekete, A., Schmitt-Kopplin, P., 2010. *High resolution tools offer to follow bacterial growth on a molecular level*. In *Handbook of Molecular Microbial Ecology I Metagenomics and Complementary Approaches*. Wiley-Blackwell Chichester, UK.
- Preston, C.M., 1996. *Applications of NMR to soil organic matter analysis: history and prospects*. Soil Sci., 161, 3:144-166.
- Rossello-Mora, R., Lucio, M., Pena, A., Brito-Echeverría, J., López, A., Valens-Vadell, M., Frommberger, M., Antón, J., Schmitt-Kopplin, P., 2008. *Metabolic evidence for biogeographic isolation of the extremophilic bacterium Salinibacter rubber*. Nature ISME J., 2:242-253.
- Thévenot, M., Dignac, M.F., Rumpel, C., 2010. *Fate of lignins in soil: a review*. Soil Biol. Biochem., 42, 1200-1211.
- Wang, X., Cammeraat, E.L.H., Cerli, C., Kalbitz, K., 2014. *Soil aggregation and the stabilization of organic carbon as affected by erosion and deposition*. Soil Biol. Biochem. 72:55-65.

Effects of a biochar and its water extract on the *in vitro* growth of soil-resident ligninolytic fungi

Eren Taskin*, Elisabetta Loffredo

Department of Soil, Plant and Food Sciences, University of Bari Aldo Moro, Bari, Italy

* eren.taskin@uniba.it

Introduction

Ligninolytic fungi are very important for soil fertility because of their decomposing activity of plant residues that ensures the release of nutrients back into the biosphere. These fungi have also been successfully used in the last years for bioremediation purposes of various matrices from numerous phenolic and non-phenolic contaminants (Castellana and Loffredo, 2014; Yang *et al.*, 2013). Their functions are attributable to their enzymes, mainly lignin peroxidases, manganese peroxidases and laccase, with low substrate specificity (Pointing, 2001). Biochar (BC), the solid product of biomass pyrolysis, has been proposed for sequestering carbon into the soil in order to contribute to mitigate climate change. In addition to its use as soil amendment (Glaser *et al.*, 2002; Laird *et al.*, 2010; Ventura *et al.*, 2014), BC can be also used for other purposes, such as inducer of plant systemic resistance (Elad *et al.*, 2010; Meller Harel *et al.*, 2012) or adsorbent substrate in remediation studies. Depending on feedstock, production conditions and, consequently, final properties, BC can differently affect soil organisms (Zhang *et al.*, 2013) and particularly soil microbial community and diversity (Ameloot *et al.*, 2013). When BC is used as soil amendment, ligninolytic fungi and BC will co-exist in the same system, and it is likely that they will influence each other. However, to our knowledge, there are few studies in the literature about the potential impact of BC on ligninolytic fungi. Ascough *et al.* (2010) provided evidence of colonization of BC by ligninolytic fungi on both exterior and interior surfaces along the lines of structural weakness. García-Delgado *et al.* (2015) demonstrated that BC could increase the enzymatic activity of *Pleurotus ostreatus* in a bioremediation study. Further, Buss *et al.* (2015) found that BC could contain inherent toxic water-soluble organic fractions, which could have phytotoxic potential.

In the light of current findings, it is reasonable to expect that the interaction between BC and ligninolytic fungi may be either in favour or in disfavour of these fungi. Therefore, the objective of this study was to investigate *in vitro* the growth response of the three ligninolytic fungi *Trametes versicolor*, *Bjerkandera adusta* and *Pleurotus ostreatus* to a BC and its water extract.

Materials and methods

Biochar and its water extract

The BC sample used in this study was obtained by pyrolysis of wood pellets of red spruce at the temperature of 550 °C. Prior to BC use in experiments, it was powdered

using a mortar and a pestle and passed through 500 μ m-size sieve. The water extractable fraction of BC (BC_{WE}) was obtained by shaking solid BC in distilled water for 24 h and then vacuum filtering through Whatman[®] No. 1 filters. Experiments were carried out using BC and BC_{WE} at concentrations of 2 g L⁻¹ (BC - LD or BC_{WE} - LD) and 10 g L⁻¹ (BC - HD or BC_{WE} - HD).

Fungal strains

Isolates of *T. versicolor*, *B. adusta* and *P. ostreatus* were obtained from the Centraal Bureau voor Schimmelcultures, Utrecht, The Netherlands. Fungi were grown on potato dextrose agar (PDA) in petri dishes at the constant temperature of 21 °C in dark conditions. Fresh fungal subcultures used in this study were obtained by taking 2 mm diameter PDA disks from the margin of the primary colony and placing them in the center of new PDA dishes.

Fungal growth experiments

The BC sample or BC_{WE} sample were added separately to PDA growth medium (4 %, w/v) at the above mentioned concentrations. The pH value of each treatment was also measured (Table 1). Petri dishes of 9 cm diameter were filled with 20 mL of PDA only (control) or the same volume of each treatment. Fungal inoculum was placed in the center of each plate. After inoculation, the plates were kept in an incubation chamber in the dark at a constant temperature of 21 °C. All experiments were replicated five times. The radial mycelial growth was measured several times until the fungus reached the border of the Petri dish. Results were statistically analyzed using analysis of variance (ANOVA) and the least significant differences (LSD) test at 0.05 P.

Results and discussion

Results obtained indicated that fungal response to the various treatments depended on fungal species and the dose of the material applied. The radial micelial growth measured for the three fungi in the presence of BC and BC_{WE} are reported in figure 1 and 2, respectively. In the case of solid BC (Figure 1), the growth of *T. versicolor* was significantly promoted by BC - LD and inhibited by BC - HD. In the case of *B. adusta*, the growth was inhibited by both BC - LD and, especially, BC - HD treatment. In contrast, *P. ostreatus* showed a significant stimulation by BC regardless the dose applied.

In the case of BC water extract (Figure 2), the growth of *T. versicolor* was stimulated by both BC_{WE} - LD and BC_{WE} - HD. In the experiments with *B. Adusta*, the growth was stimulated by BC_{WE} - LD and inhibited by BC_{WE} - HD. Further, in contrast to the stimulation caused by both BC doses on *P. ostreatus*, no significant growth variation was caused by both BC_{WE} - LD and BC_{WE} - HD treatments on this fungus, with respect to the control.

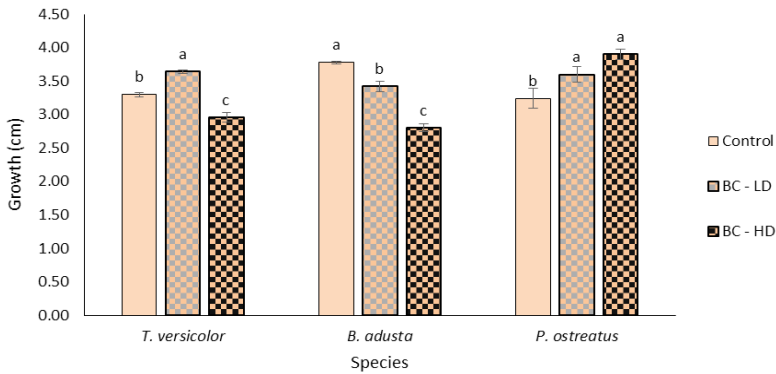


Figure 1 – Growth responses of the three fungi to solid biochar at the end of experiments.

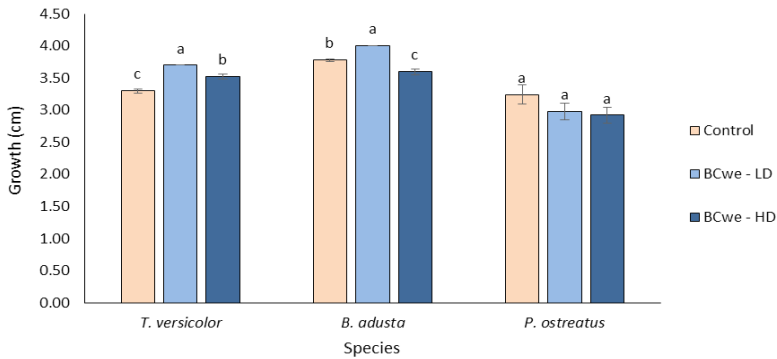


Figure 2 – Growth responses of the three fungi to biochar water extract at the end of experiments.

It was recently found that BC can be contaminated by condensed vapours during the production process and it can contain volatile organic compounds (VOC), such as phenols, organic acids and alcohols (Buss *et al.*, 2015). These VOC can have modulation roles in microbial activity and processes even at low concentrations (Spokas *et al.*, 2011). In our study, inhibition effects on fungal growth might be attributed to the presence of inhibitory compounds in BC that were directly available to fungi via water extracts or indirectly after fungal enzymatic activity. Moreover, García-Delgado *et al.* (2015) found that BC had a stimulation effect on the enzymatic activity of *P. ostreatus*. Our results, which demonstrated growth stimulation of same species, could be related to increased enzymatic activity.

Conclusions

Results of the present study conducted *in vitro* evidenced that both solid BC and BC water extract might influence fungal growth even at the dose as low as 0.2 %. The ef-

fects of such materials can be either beneficial or detrimental depending on the fungal species considered and the dose of application. Further experiments using other species of white-rot fungi are currently being carried out in our laboratory together with the assessment of the involvement of fungal enzymatic activity.

REFERENCES

- Ameloot, N., Graber, E.R., Verheijen, F.G.A., De Neve, S., 2013. *Interactions between biochar stability and soil organisms: review and research needs*. Eur J Soil Sci 64 (4), 379-390.
- Ascough, P.L., Sturrock, C.J., Bird, M.I., 2010. *Investigation of growth responses in saprophytic fungi to charred biomass*. Isot Environ Health S 46 (1), 64-77.
- Buss, W., Mašek, O., Graham, M., Wüst, D., 2015. *Inherent organic compounds in biochar—Their content, composition and potential toxic effects*. J Environ Manage 156 (0), 150-157.
- Castellana, G., Loffredo, E., 2014. *Simultaneous Removal of Endocrine Disruptors from a Wastewater Using White Rot Fungi and Various Adsorbents*. Water Air Soil Poll 225 (2), 1-13.
- Elad, Y., David, D.R., Harel, Y.M., Borenshtein, M., Kalifa, H.B., Silber, A., Graber, E.R., 2010. *Induction of Systemic Resistance in Plants by Biochar, a Soil-Applied Carbon Sequestering Agent*. Phytopathology 100 (9), 913-921.
- García-Delgado, C., Alfaro-Barta, I., Eymar, E., 2015. *Combination of biochar amendment and mycoremediation for polycyclic aromatic hydrocarbons immobilization and biodegradation in creosote-contaminated soil*. J Hazard Mater 285 (0), 259-266.
- Glaser, B., Lehmann, J., Zech, W., 2002. *Ameliorating physical and chemical properties of highly weathered soils in the tropics with charcoal – a review*. Biol Fert Soils 35 (4), 219-230.
- Laird, D., Fleming, P., Wang, B., Horton, R., Karlen, D., 2010. *Biochar impact on nutrient leaching from a Midwestern agricultural soil*. Geoderma 158 (3-4), 436-442.
- Meller Harel, Y., Elad, Y., Rav-David, D., Borenstein, M., Shulchani, R., Lew, B., Graber, E.R., 2012. *Biochar mediates systemic response of strawberry to foliar fungal pathogens*. Plant Soil 357 (1), 245-257.
- Pointing, S., 2001. *Feasibility of bioremediation by white-rot fungi*. Appl Microbiol Biot 57 (1-2), 20-33.
- Spokas, K.A., Novak, J.M., Stewart, C.E., Cantrell, K.B., Uchimiya, M., DuSaire, M.G., Ro, K.S., 2011. *Qualitative analysis of volatile organic compounds on biochar*. Chemosphere 85 (5), 869-882.
- Ventura, M., Zhang, C., Baldi, E., Fornasier, F., Sorrenti, G., Panzacchi, P., Tonon, G., 2014. *Effect of biochar addition on soil respiration partitioning and root dynamics in an apple orchard*. Eur J Soil Sci 65 (1), 186-195.
- Yang, S., Hai, F.I., Nghiem, L.D., Price, W.E., Roddick, F., Moreira, M.T., Magram, S.F., 2013. *Understanding the factors controlling the removal of trace organic contaminants by white-rot fungi and their lignin modifying enzymes: A critical review*. Bioresource Technol 141 (0), 97-108.
- Zhang, X.-K., Li, Q., Liang, W.J., Zhang, M., Bao, X.-L., Xie, Z.-B., 2013. *Soil Nematode Response to Biochar Addition in a Chinese Wheat Field*. Pedosphere 23 (1), 98-103.

A field guide for a morpho-functional classification of humus systems and forms

Augusto Zanella

University of Padua, Department TESAF, Viale dell'Università 16, 35020 Legnaro
augusto.zanella@unipd.it

Introduction

P.E. Müller (1879) assigned the word “humus forms” to structured topsoils. Aware of the morphological observations of forest soils made by Hundeshagen (1830) and Hermann (1841), Müller remarked that the natural soil progressively integrated litter and showed a topsoil made of superposed organic and organic-mineral horizons. He described these horizons and proposed a first classification of the forest floor in two opposed main categories, called Mull and Mor humus forms (Müller 1884, 1887, 1889). Mull humus form was observed in climatic and pedological favourable conditions, in correspondence of active topsoils, where the fallen litter disappears in few months; on the contrary, in less favourable conditions, colder, northern expositions, acid substrates, a Mor humus forms generated thick horizons of not decomposed litter (also in Henry 1908). In 1926, H. Hesselmann proposed to classify the organic horizons in three types, coded with the capital letters L, F and H. In 1944, F. Hartmann described other organic and organic-mineral diagnostic horizons. In 1953 completed in 1955, W.L. Kubiena proposed a first classification of all known European humus forms. Kubiena and Hartmann were the first soil-ecology scientists. As in modern classifications, they associated organic and organic-mineral horizons, actors of biodegradation and humus forms. After the Second World War started a rich period of researches in Europe (citing only the main publications: Hartmann, 1951; Wilde, 1954; Duchaufour, 1956; Manil, 1959; Bernier, 1968; Babel, 1971; Hartmann, 1970; Wilde, 1971; Delecour, 1980; Duchaufour, 1977; Klinca *et al.*, 1981). All these authors underlined the importance of the humus forms (also called “humus types”) for understanding the functioning of the forest ecosystems and the related cycles of nutrients. In the last 30 years, many groups of research proposed more practical national and international references for humus forms classifications (Green *et al.*, 1993; Brêtes *et al.*, 1992; Jabiol *et al.*, 1995, 2009, 2013; Zanella *et al.*, 2001). Born in 2003, an international Humus Group begun the standardisation of these heterogeneous guides and in 2011 published a first European Reference (Zanella, 2011ab). A renewed version of the European Reference is under publication. It corresponds to a field guide, with a double purpose: classify and understand the biological functioning of the soil. The *main theoretical and practical problems concerning a biological soil classification and the solutions proposed in the guide* were presented in Rome (2 December 2015) at the National Congress of the Italian Society of Soil Sciences, and are here down briefly illustrated.

Materials and methods

The European Humus group was born in Trento (Italy) in July 2003 during a meeting organized in the frame of a European program of research about humus dynamics (Dynamus). The first 26 experts created three Commissions: Vocabulary, Classification and Diffusion. Today the Group counts more than 80 members. It periodically organized 3-5 days field excursions or workshops (by: BOKU, Vienna, Austria in 2004; University of Padua, Italy in 2005, 2015; University of Cagliari, Italy in 2007; Eurosoil, Eurosoil, Vienna, Austria in 2008; INRA and University of Pierre et Marie Curie, Paris, France in 2009, 2010, 2015 and 2016).

Since 2012 the Group is working on the preparation of a field guide structured in seven parts: 1. Theoretical and practical vocabulary; 2. Terrestrial humus systems and forms; 3. Histic humus systems and forms; 4. Para humus systems and forms; 5. Anthropogenic humus systems and forms; 6. Simplified tools for field investigations; 7. Special Reports or In-Depth Specific Studies. This last part is made of more than 80 contributions, each one of 3-7 pages, written by single scientists or international teams about experimentations and soil use. The publication of the manual is planned for beginning 2017 in a series of special issues of the Applied Soil Ecology Journal.

Results and discussion

A crucial step consisted in the definition of a basic new vocabulary. For observing the humipedon, a cubic hole has to be dug in the ground and:

1 – *facing the hole on knees, the observer has to clean with a knife a side of the cube (generally 50 cm x 50 cm, sometimes 100 cm x 100 cm or more); this face is called **humus profile** and it is composed of layers of varying colour and structure, named **humus horizons**.*

For classify the more dynamic and “living organisms depending” part of the soil, it was necessary to identify this important layer in the soil profile. Named “Humipedon” it includes organic and organic-mineral soil horizons (Figure 1). Lithopedon at the bottom, strongly influenced by the original parent material, and Copedon in the middle, a new generated mineral layer, complete the soil profile. Because of the oxygen influence, paedogenesis takes different ways in aerated or submersed soils, which show particular morpho-functional horizons, corresponding to specific terrestrial (oxygenated) or histic (asphyxiated) references.

2 – *Comparing the properties of **humus horizons** (colour, structure, texture, pH...) with a range of properties defined within prescribed limits, the observer can assign each **humus horizon** to a given **diagnostic horizon**.*

3 – The defined series of diagnostic horizons allows the observer to assign each humus profile to a particular **humus form (HF)**. A humus form is a concept that embraces all humus profiles displaying the same series of diagnostic horizons. A humus form is related to a specific site, determined by climatic and biological factors.

4 – Several humus forms sharing similar properties are then grouped in larger con-

ceptual units called **humus systems (HS)**. They correspond to necessary living junctions between plant and mineral worlds. Thanks to a given HS, the photosynthetic element of an ecosystem is connected to its mineral base: a HS constitutes a sort of matrix where energy, water and nutrients are stored (forming a a living soil) for the development of an integrated unit of nature. HS and HF are human mind’s constructions grouping real objects sharing similar properties. These concepts simplify the real world, reducing the unlimited variety of natural objects and processes to few modulated references. Finally they allow a better understanding of the ecosystem functioning, detailing large and small scales of observation of natural phenomena at the soil level.

AERATED SOILS

SUBMERSED SOILS

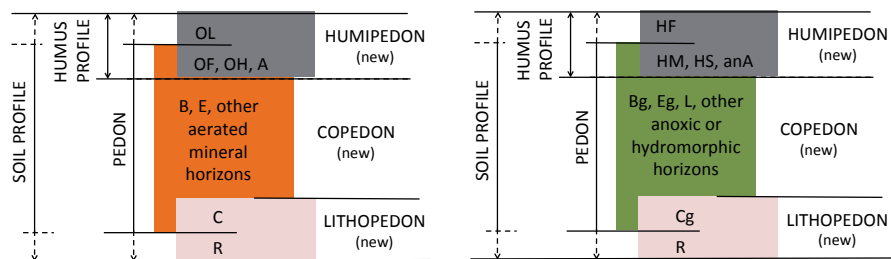


Figure 1 – Pedon subdivisions and main soil horizons in aerated and submerged soils.

The collection of humus systems was set in a draft (Figure 2). It shows five Terrestrial and five Histic main central white humus systems, two Anthropogenic black systems and six Para grey balls “gravitating” around the others. On the surface of our planet, Para occupy the place still not taken by the others systems because of climatic limiting conditions. Para can evolve becoming main HS when limiting factors disappear. Hydro and Epihisto intergrades are set at the centre of the figure and join Terrestrial and Histic systems. Terrestrial HS are reported in a “V” distribution, with Mull HS at the bottom vertex and two arrows of HS developing on bases poor or bases rich substrates. Histic HS are stretched along a line, the more submerged HS on the left. Intergrades between main HS are well known too and the circles representing these units are partially overlapped.

To find and recognize a HF does not necessitate sophisticated instruments: a sharp knife, good eyes and a portable lens are enough.

The definition of all possible diagnostic horizons needed long discussions and some compromises within the Humus Group. The aim of the classification was to individuate morpho-functional elements, i.e. objects that could be recognisable by their aspect (morphology) and related to their functioning. These morpho-functional elements correspond to few basic humipedon “components” and some “diagnostic horizons”. Examples of aerated soils components are listed here down in bold characters. There are

equivalent components and diagnostic horizons for hydromorphic soils. Recognizable remains and humus component are **zoogenically** (by animals) or **non-zoogenically** (noz = by fungi) **transformed matters**. The percentage of non-zoogenically transformed matter allows to separate non-zoogenic organic horizons (noz transformed matter >90%) from zoogenic ones.

Five organo-mineral A horizons were necessary for circumscribing all encountered terrestrial humus systems and forms. Three among them are zoogenic (generated by animals): **biomacro-** (large earthworms generating large soil aggregates, Ø > 4 mm), **biomeso-** (large arthropods and mean size earthworms generating mean-sized soil aggregates, Ø = 1-4 mm) and **biomicro-** (small arthropods and worms, generating fine soil aggregates, Ø < 1mm) structured A horizons. Two are non-zoogenic, **massive** and **single-grained** A horizons.

Litter (**recognizable remains** = leaves, needles, branches and other dead parts of plants, or dead organs or animal bodies) under biodegradation generates **humic component** (hc). The percentage of these two basic components determines the following three organic diagnostic horizons (Figure 3): **OL** = (hc < 10%); **OF** = (10 ≤ hc ≤ 70%); **OH** = (hc > 70%). It was decided that organic horizons must content at least 20% of organic carbon (Method: element analyser, ISO 10694, 1995), unless the horizons belong to other organo-mineral (A) or mineral categories (E, B, C soil horizons).

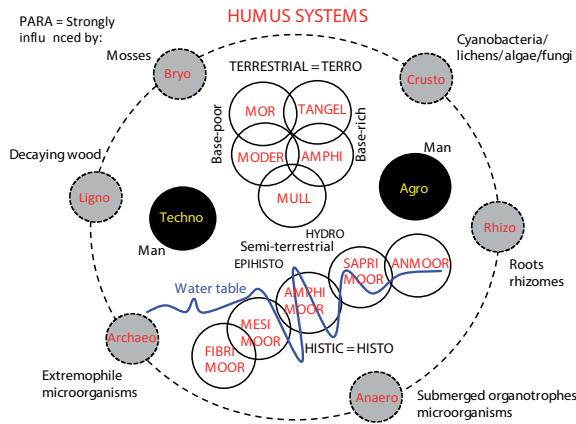


Figure 2 – Structure of humus system classification: 10 Main humus systems (white in the centre: 5 Terrestrial = Terro: Mull, Moder, Mor, Amphi Tangel; 5 Histic = Histo: Fibrimoor, Mesimoor, Amphimoor, Saprimoor, Anmoor) + 2 Anthropogenic systems (black: Agro and Techno) and 6 grey “satellites” of Para systems (Archaeo, Anaero, Rhizo, Crusto, Bryo, Ligno).

With an equal number of basic terms about the more or less submersed soils, and some field experience, it was possible to describe a large number of natural humus systems of our planet. The process was computerized (Apple application), and the humus forms individuated even clicking on a roundup of diagnostic horizons photo-

graphs. For the first time, six atypical (called Para) humus systems were also proposed, corresponding to specialised natural ecosystems strongly influenced by algae and cyanobacteria (Crusto), mosses (Bryo), roots (Rhizo), wood (Ligno), archaea (Archaeo) and anaerobic (Anaero) microorganisms. Particular subaqueous humipedons without roots and litter are also described. In addition, two chapters were dedicated to anthropogenic humus systems, Agro (= agricultural field) and Techno (= composts = man made humus systems imitating natural ones, or cumulous of wastes under decompositions), allowing a comparison with their potential, original natural soils and facilitating exploitation or recovering.



Figure 3 – Examples of a series of organic (from the left: OL, OF and OH) and organic-mineral (last on the right: biomesostructured A) diagnostic horizons, corresponding to a Amphihumus system and Eumesoamphi humus forms, in an Alpine Beech forest.

The diagnostic characters of the humus systems are correlated to biodiversity (Ponge 2003, 2005), productivity (Ponge, 2013), organic matter turn over (Piccolo, 2001; Berg and McLaugherty, 2014) and dynamic equilibrium of the sustained ecosystems (Zanella *et al.*, 2001; Ponge, 2005). An overview of the correlations between vegetation, soil and actors of biodegradation is illustrated in figure 4, where the main European humus systems are presented in respective environments frames.

To know in which structure or molecule the organic carbon is stored in the soil is a great challenge, and to associate carbon content to humus system too. Carbon content and response to the soil to global warming strongly depend from the humus system (reporting only recent works in Italian forests: Sartori *et al.*, 2004; Galvan *et al.*, 2008; Garlato *et al.*, 2009ab; Rodeghiero *et al.*, 2010; Andretta *et al.*, 2011, 2013; Guermandi *et al.*, 2013; Ponge *et al.*, 2014, de Nicola *et al.*, 2014). In a Mull system, humic molecules are fixed to mineral clay particles and can be mineralized only if accessible to microorganisms (Ponge, 2003, 2005); in other humus system, carbon is present in molecules of organic rests which can be easily eaten by larger bio-degraders when a warmer climate can take place.

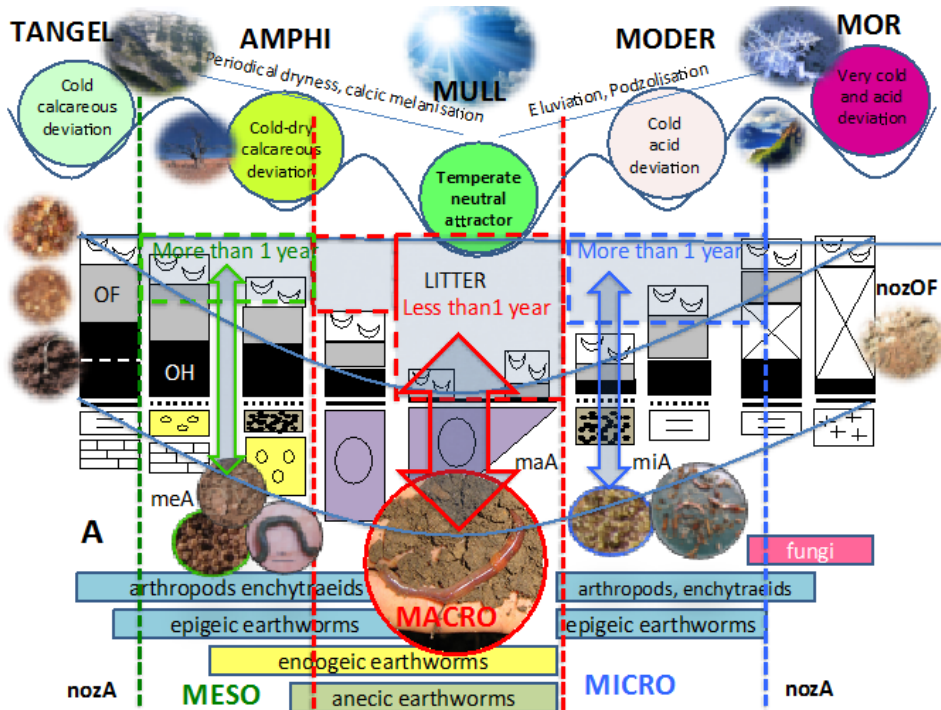


Figure 4 – European forest humus systems. From the left (central frame of the figure): Tangel, Amphi, Mull, Moder and Mor. Tangel and Amphi are common on calcareous substrate, Moder and Mor on acid one. The low part of the picture shows animal and fungal components of litter biodegradation.

Conclusions

This manual is conceived for helping in any practice that involves biological soil. In the manual, five terrestrials and five histic humus systems are presented, each one subdivided in 3-4 humus forms, and joined by two groups of intergrades. The frame is completed with height atypical humus systems, six natural and two anthropogenic. The important number of in-depth contributions allows an elaborate understanding of the main processes occurring in each system. In figure 4 are represented the five main humus systems developing in European forest floors. This picture illustrates the “spirit” of the field guide. The authors wanted to show how morphology and functioning are related at the level of topsoil. Humus systems are generated by the cooperation between above- and below-ground living organisms in defined climatic and geological conditions. The biological functioning of the soil is relatively easy to understand through a careful observation of humipedon horizons.

REFERENCES

- Andreetta, A., Macci, C., Giansoldati, V., Masciandaro, G., Carnicelli, S., 2013. *Microbial activity and organic matter composition in Mediterranean humus forms*. Geoderma Volumes 209-210, November 2013, Pages 198-208.
- Andreetta, A., Ciampalini, R., Moretti, P., Vingiani, S., Poggio, G., Matteucci, G., Tescari, F., Carnicelli, S., 2011. *Forest humus forms as potential indicators of soil carbon storage in Mediterranean environments*. Biol Fertil Soils 47, 31-40.
- Babel, U., 1971. *Gliederung und Beschreibung des Humusprofils in mitteleu – ropäischen Wäldern*. Geoderma 5, pp. 297-324.
- Berg, B., McLaugherty, C., 2014. *Plant Litter*, DOI: 10.1007/978-3-642-38821-7_1, 1 Ó Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- De Nicola, C., Zanella, A., Testi, A., Fanelli, G., Pignatti, S., 2014. *Humus forms in a Mediterranean area (Castelporziano Reserve, Rome, Italy): classification, functioning and organic carbon storage*. Geoderma (ISSN:0016-7061), 90- 99, 2014.
- Duchaufour, P., 1977. *Pédologie. 1. Pédogénèse et classification. T. 1.*, première édition. Paris, Masson. 477 p..
- Duchaufour, P., 1956. *Pédologie. Applications forestières et agricoles*. Ecole Nationale des Eaux et Forêts, Nancy, 310 p..
- Galvan, P., Ponge, J.F., Chersich, S., Zanella, A., 2008. *Humus components and soil biogenic structures in Norway spruce ecosystems*. Soil Science Society of America 72 (2), 548-557.
- Garlato, A., Obber, S., Vinci, I., Mancabelli, A., Parisi, A., Sartori, G., 2009a. *La determinazione dello stock di carbonio nei suoli del Trentino a partire dalla banca dati della carta dei suoli*.
- Garlato, A., Obber, S., Vinci, I., Sartori, G., Manni, G., 2009b. *Stock attuale di carbonio organico nei suoli di montagna del Veneto*. Museo Tridentino di Scienze Naturali, Trento. Studi Trent. Sci. Nat., 85, 69-81.
- Green, R.N., Trowbridge, R.L., Klinka, K., 1993. *Towards a taxonomic classification of humus forms*. Forest Science Monographs, 29, 1-49.
- Guermandi, M., Marchi, N., Tarocco, P., Calzolari, C., Ungaro, F., Villani, I., 2013. *Siti locali rappresentativi dei suoli della pianura e della collina Emiliano-Romagnola*. Ed. Regione Emilia-Romagna. Servizio Geologico, Sismico e dei Suoli - IRPI CNR - Provincia di Ferrara, 41 p..
- Hartmann, F., 1970. *Diagnosi degli humus forestali su basi biomorfologiche*. Centro di Economia delle Venezie. Padova, Cedam, Casa Editrice DoTT, Antonio Milani, 102 p. + 47 tavole illustrate.
- Hartmann, F., 1951. *Der Waldboden. Humusboden und Wurzeltypen als Standortsanzeiger*. Osterreichisches productivitats Zentrum, Vienne, 152 p..
- Hartmann, F., 1944. *Walddhumusformen*. Zeitschrift für das Gesamte Forstwesen, 76, 39-70.
- Henry, E., 1908. *Les sols forestiers*. Berger-Levrault Ed. Paris-Nancy, 485 p..
- Hermann, R., 1841. *Untersuchungen über den Moder*. J. prakt. Chem. 22, pp. 65-81, and (1842) 23, pp. 375-386; 25, pp. 165-188, and, pp. 189-206.
- Hesselmann, H., 1926. *Studier över barrskogens humustäcke, dess egenskaper och beroende av skogvaarden*. Medd. Stat. Skogsförsöksanst (Stockholm), 22 (5), pp. 169-552.
- Hundeshagen, J.C., 1830. *Die Bodenkunde in land-und forstwirtschaft-licher Beziehung*.

Tübingen.

- Jabiol, B., Zanella, A., Ponge, J.F., Sartori, G., Englisch, M., Van Delft, B., De Waal, R., Le Bayon, R.C., 2013. *A proposal for including humus forms in the World Reference Base for Soil Resources (WRB-FAO)*. Geoderma, volume 192, January 2013, pages 286-294.
- Jabiol, B., Brêthes, A., Brun, J.J., Ponge, J.F., Toutain, F., Zanella, A., Aubert, M., Bureau, F., 2009. *Typologie des formes d'humus forestières (sous climat tempéré)*. In: *AFES 2009. Référentiel Pédologique 2008*, pp. 327-355. Quae, Paris.
- Jabiol, B., Brêthes, A., Ponge, J.F., Toutain, F., Brun, J.J., 1995. *L'Humus sous toutes ses formes*. Nancy: France École Nationale du Génie Rural, des Eaux et des Forêts, pp. 63.
- Klinka, K., Green, R.N., Trowbridge, R.L., Lowe, L.E., 1981. *Taxonomic classification of humus forms in ecosystems of British Columbia*. Victoria, Province of British Columbia, B.C. Ministry of Forests, Re. n. 8. 54 p.
- Kubiëna, W.L., 1955. *Animal activity in soils as a decisive factor in establishment of humus forms*, in Kevan, D.K.M. (Ed.), *Soil Zoology*. Butterworths, London, United Kingdom, pp. 73-82.
- Kubiena, W.L., 1953. *Bestimmungsbuch und Systematik der Böden Europas*. F. Enke Verlag, Stuttgart, p. 392 (Kubiena W.L., 1953. *The Soils of Europe, illustrated diagnosis and systematics*. London, Thomas Murby & Co. 317 p.
- Müller, P.E., 1889. *Recherches sur les formes naturelles de l'humus et leur influence sur la végétation et le sol*. Berger-Levrault, Paris.
- Müller, P.E., 1887. *Studien über die natürlichen Humusformen und deren Einwirkung auf Vegetation und Boden: mit analytischen Belegen von C.F.A. Tuxen (1887)*. Springer, Berlin.
- Müller, P.E., 1884. *Studier over skovjord, som bidrag til skovdyrkningens teori: om muld og mor i egeskove og paa beder*. Tidsskrift for Skovbrug, 7, 1-232.
- Müller, P.E., 1879. *Studier over skovjord, som bidrag til skovdyrkningens teori: om bøgemuld og bøgemor paa sand og ler*. Tidsskrift for Skovbrug, 3, 1-124.
- Piccolo, A., 2001. *The supramolecular structure of humic substances*. Soil Science 166:810-832.
- Ponge, J.F., 2013. *Plant-soil feedbacks mediated by humus forms*. Soil Biology and Biochemistry 57, 1048-1060.
- Ponge, J.F., 2005. *Emergent properties from organisms to ecosystems: towards a realistic approach*. Biological Reviews 80, 403-411.
- Ponge J.F., 2003. *Humus forms in terrestrial ecosystems: a framework to biodiversity*. Soil Biology and Biochemistry 35, 935-945.
- Ponge J.F., Sartori G., Garlato A., Ungaro F., Zanella A., Jabiol B., Obber S., 2014. *The impact of parent material, climate, soil type and vegetation on Venetian forest humus forms: A direct gradient approach*. Geoderma 226–227 (2014) : 290-299.
- Rodeghiero, M., Tonolli, S., Vescovo, L., Gianelle, D., Cescatti, A., Sottocornola, M., 2010. *INFOCARB: a regional scale forest carbon inventory (Provincia Autonoma di Trento, Southern Italian Alps)*. Forest Ecology and Management, 259: 1093-1101.
- Sartori, G., Obber, S., Garlato, A., Vinci, I., Pocaterra, F., 2004. *Factors controlling alpine humus forms distribution (Venetian Alps, Italy)*. Eurosoil Congress, Freiburg, Germany, September 4-12, 2004.
- Wilde, S.A., 1971. *Forest humus: its classification on a genetic basis*. Soil Sci. 111 (1), pp. 1-12.
- Wilde, S.A., 1954. *Forest Humus: its genetic classification*. Proc. Wisc. Acad. of Sci., Arts and Lett.,

43, pp. 137-163.

- Zanella, A., Jabiol, B., Ponge, J.F., Sartori, G., Waal De, R., Delft Van, B., Greafe, U., Cools, N., Katzensteiner, K., Hager, H., Englisch, M., 2011a. *A European morpho-functional classification of humus forms*. Geoderma, vol. 164, p. 138-145, ISSN: 0016-7061, doi: 10.1016/j.geoderma.2011.05.016; ISI: 000294151100005; SCOPUS : 2-s2.0-79960743865.
- Zanella, A., Jabiol, B., Ponge, J.F., Sartori, G., Waal De, R., Delft Van, B., Greafe, U., Cools, N., Katzensteiner, K., Hager, H., Englisch, M., Brethes, A., Broll, G., Gobat, J.M., Brun, J.J., Milbert, G., Kolb, E., Wolf, U., Frizzera, L., Galvan, P., Kolli, R., Baritz, R., Kemmers, R., Vacca, A., Serra, G., Banas, D., Garlato, A., Chersich, S., Klimo, E., Lamghor, R., 2011b. *European Humus Forms Reference Base*. p. 1-56, HAL (Hyper Article en ligne), site du CNRS: https://hal.archives-ouvertes.fr/file/index/docid/561795/filename/Humus_Forms_ERB_31_01_2011.pdf
- Zanella, A., Tomasi, M., de Siena, C., Frizzera, L., Jabiol, B., Nicolini, G., Sartori, G., Calabrese, M.S., Mancabelli, A., Nardi, S., Pizzeghello, D., Odasso, M., 2001. *Humus Forestali*. Centro di Ecologia Alpina, Trento.

III Divisione

L'effetto della variabilità del suolo sui risultati delle sperimentazioni di campo: il caso studio del frumento e dell'orzo nella valle della Bekka (Libano)

Antonello Bonfante¹, Marie Therese Abi Saab², Mohamed H. Sellami¹, Eugenia Monaco¹, Nadia Orefice¹, Pasquale Giorio¹, Rossella Albrizio¹

¹ Istituto per i Sistemi Agricoli e Forestali del Mediterraneo (ISAFOM-CNR)

² Lebanese Agricultural Research Institute, Fanar, Lebanon

* antonello.bonfante@cnr.it

Introduzione

Molto spesso gli studi agronomici di pieno campo confrontano trattamenti colturali differenti in plots che, nonostante siano distribuiti secondo rigorosi schemi sperimentali all'interno di una definita area di studio, presentano tipologie di suolo non uniformi al loro interno; questo può generare problemi nell'interpretare il rapporto causa effetto fra le risposte della coltura e le tecniche agronomiche confrontate (Figura 1).

In questo lavoro, si è messo in evidenza come, la conoscenza della variabilità spaziale dei suoli aiuta a fare luce sui rapporti causa-effetto in differenti tesi confrontate durante una articolata sperimentazione di campo.

Il lavoro è stato condotto nell'ambito del progetto europeo ACLIMAS (Adaptation to Climate Change of the Mediterranean Agricultural Systems) il cui obiettivo principale è quello di valutare l'interazione fra clima, suolo, genotipi e tecniche agronomiche per massimizzare dell'uso della risorsa idrica in alcune aree del Mediterraneo. In tal senso il progetto si propone più con un focus applicativo di risposta agli agricoltori che come un progetto di ricerca vero e proprio.



Figura 1 – Fattori caratterizzanti le sperimentazioni agronomiche di pieno campo.

Materiali e metodi

Il lavoro è stato condotto nell'ambito del progetto internazionale ACLIMAS (Adaptation to Climate Change of the Mediterranean Agricultural Systems), nell'area

di studio della valle della Bekaa (Tal Amara, Figura 2), nell'Istituto Governativo del Ministero dell'Agricoltura in Libano LARI, in 3 annate consecutive dal 2012 al 2014 su orzo e frumento.

La sperimentazione è stata condotta su due Ibridi di frumento (Mickey3 e Icarasha2) ed orzo (Rihane03 ed Assi) sottoposti a due tipologie di gestione di lavorazione del suolo (conservativa e convenzionale), con o senza irrigazione supplementare.



Figura 2 – Ubicazione dell'area di studio e del campo sperimentale del LARI (Tal Amara, Valle della Bekaa, Libano).

Le colture sono state seminate in plots (7x7 m) distribuiti secondo uno schema “split-plot” su di un unico campo di 80 x 63 m (Figura 2). Il monitoraggio culturale è stato realizzato sulle colture in termini di biomassa e canopy cover e sul suolo in termini di contenuto d'acqua a diverse profondità. Quest'ultime misure sono state realizzate su 8 plots per coltura, attraverso la tecnica TDR (time domain reflectometry) con sonde a tre bacchette lunghe 13 cm (128 sonde in totale) poste a quattro diverse profondità (superficiale, -20 cm, -40 cm e -60 cm).

All'interno dell'area di studio i profili di suolo sono stati descritti secondo lo schema FAO (2006) e le analisi chimiche eseguite secondo i metodi ufficiali del Ministero delle Politiche Agricole e Forestali italiano (Colombo e Miano, 2015). Infine, la distribuzione spaziale delle tipologie di suolo nei singoli plots è stata effettuata in ambiente GIS, attraverso le informazioni raccolte da 25 trivellate e da 94 foto superficiali che hanno consentito di valutare la pietrosità superficiale.

Risultati e discussione

Dall'analisi statistica agronomica classica (Tabella 1) sui risultati produttivi dei tre anni di monitoraggio non sono emerse differenze significative tra i diversi trattamenti a

confronto sia su orzo che su frumento. In pratica, oltre al fattore anno che è risultato essere significativo, l'unico trattamento che ha prodotto un effetto significativo su alcuni parametri studiati è stato l'irrigazione supplementare.

Per verificare tali risultati si è studiata la variabilità spaziale del suolo all'interno del campo sperimentale. Dall'indagine pedologica sono stati descritti e campionati quattro profili di suolo appartenenti al gruppo dei Cambisol (WRB, FAO 2014) (Figura 3). Le differenze emerse tra i suoli individuati sono per lo più di natura fisica (presenza di scheletro, diversa profondità del profilo e sequenza degli orizzonti, proprietà idrauliche), i caratteri chimici riconducibili alla fertilità del suolo sono per lo più simili (es. pH e sostanza organica dell'orizzonte superficiale). In particolare, i profili P2, P3 e P4 rappresentano delle varianti dello stesso profilo di suolo, ottenute dalla diversa combinazione degli orizzonti pedogenetici Ap, B_{wk} e CB_{kd}, sia in termini di spessore ed approfondimento che di presenza dell'orizzonte B_{wk}. Diversamente, il profilo P1 è caratterizzato da un orizzonte superficiale Ap molto ricco in scheletro (35cm), poggiante direttamente sull'orizzonte CB_{kd} (Figura 3).

Tabella 1 – Risultati dell'indagine statistica standard agronomica tra le tesi a confronto.

Frumento					
Fattori	Altezza pianta	N° semi/m ²	Produzione	HI	Biomassa secca
Annata	***	NS	***	**	***
Gestione lavorazioni	NS	NS	NS	NS	NS
Gestione irrigua	NS	NS	NS	NS	*
Varietà	NS	NS	NS	NS	NS
Orzo					
Fattori	Altezza pianta	N° semi/m ²	Produzione	HI	Biomassa secca
Annata	**	**	***	***	***
Gestione lavorazioni	NS	NS	NS	NS	NS
Gestione irrigua	NS	NS	**	NS	*
Varietà	NS	NS	NS	NS	NS

*, **, *** indica differenze a $P \leq 0.05$, $P \leq 0.01$ and $P \leq 0.001$; NS non ci sono differenze

Dalle informazioni derivanti dalle trivellate effettuate e dalle foto superficiali è stato possibile assegnare ad ogni plot il profilo di suolo di riferimento. Nella figura 4 si mostra l'evidente relazione tra la produzione del frumento nel 2013 ed i profili di suolo lungo il transetto che porta dal profilo P1 al P4 (da sinistra a destra). In particolare, nel profilo P1 si ottengono produzioni significativamente più basse (6.9 t/ha) che nei profili P2 e P4. Inoltre, va sottolineato che i profili P2 e P4 sono molto simili sia da un punto di vista della successione degli orizzonti che del loro spessore, per cui possono

essere trattati e considerati come un'unica tipologia di profilo (P2P4).

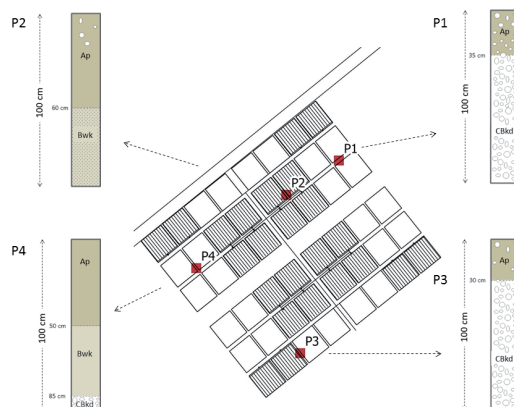


Figura 3 – Ubicazione dei quattro profili di suolo (P1, P2, P3, e P4) descritti e campionati nel campo sperimentale.

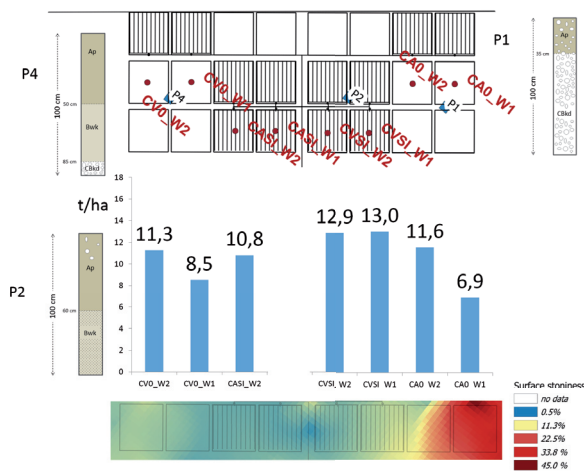


Figura 4 – La figura mostra l'accordo tra la variazione di produzione del frumento alla raccolta nell'annata 2013 nei diversi plots riportati in rosso (i simboli dei trattamenti sono i seguenti: CV= convenzionale; CA= conservativo; SI= irrigazione supplementare; W1 e W2= ibridi di frumento) e la variazione spaziale del suolo dal P1 al P4. Inoltre in basso è riportata la variazione di pietrosità superficiale misurata che risulta essere fortemente correlata alla presenza del profilo P1 (>pietrosità corrisponde alla presenza del P1).

La successiva analisi della variabilità spaziale dei suoli ed il collegamento con le risposte produttive, ha consentito di individuare quale gestione rappresentava la migliore condizione in accordo con il suolo individuato e con la coltura trattata. In particolare, è emerso che nella porzione di campo interessata dal suolo (P2P4) ben sviluppato e

profondo, il sistema di lavorazione conservativo senza irrigazione di soccorso produce i migliori risultati in termini di produzione finale su entrambe le colture (circa il 20% in più di produzione media per i tre anni). Mentre, nei suoli poco profondi (P1 e P3), indipendentemente dal contenuto di scheletro, il sistema convenzionale produce i risultati migliori. Inoltre, l'effetto dell'irrigazione supplementare fa aumentare le rese del frumento del 58% nel profilo P3 e del 51% dell'orzo sul profilo P2.

La conoscenza della variabilità spaziale dei suoli, consente di comprendere meglio gli effetti delle tesi a confronto, o d'altro canto, ci dice che l'effetto della variabilità del suolo può essere talmente importante da mitigare gli effetti dei trattamenti delle tesi a confronto. Quindi, al fine di individuare la migliore gestione da applicare al sistema agricolo locale, tale studio ci dimostra che non ci si può esimere dal considerare il fattore suolo.

Conclusioni

Il suolo è parte fondamentale del sistema Suolo-Pianta-Atmosfera, poiché influenza la disponibilità di acqua per la coltura, elemento base per il processo fotosintetico e traspirativo. Il paradosso è che anche conoscendo tale funzione ecosistemica svolta dal suolo, esso viene sistematicamente trascurato nei settori agrari dove si conducono prove di pieno campo per valutare le risposte colturali al variare delle condizioni di gestione o dove si testano risposte genotipiche differenti. Per tale motivo andrebbe fortemente sensibilizzato il settore agronomico che effettua sperimentazioni di pieno campo. Infatti, da un'analisi condotta su 109 lavori scientifici realizzati tra il 2013 ed il 2015 risulta che solo il 5% degli articoli considera più di un suolo, quasi sempre descritto solo dal top-soil, con una variabilità della dimensione del campo sperimentale compresa tra i 135 e 4800 m²

BIBLIOGRAFIA

- Colombo, C., Miano, T., 2015. *Metodi di analisi chimica del suolo*, 3 edizione, ISBN 978-88-940679-0-3, Pubblicità Stampa, Modugno (BA), Italy, 2015.
- FAO, 2006. *World Reference Base for Soil Resources: A framework for international classification, correlation and communication*. World Soil Resources Reports, 103, FAO, Rome, Italy, 2006.
- FAO, 2014. *World Reference Base for Soil Resources: International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps*. World Soil Resources Reports, 106, FAO, Rome, Italy, 2014.

Assessing organic carbon stock at scale profile in forest soils of Calabria (Southern Italy)

Massimo Conforti¹, Federica Lucà¹, Fabio Scarciaglia², Giorgio Matteucci¹, Gabriele Buttafuoco¹

¹ CNR – Istituto per Sistemi Agricoli e Forestali del Mediterraneo (ISAFOM), Rende (Cosenza)

² Dipartimento di Biologia, Ecologia e Scienze della Terra (DiBEST), Università della Calabria, Rende (Cosenza)

* massimo.conforti@isafom.cnr.it

Abstract

Understanding the amount of carbon content stored in forest soils may help to quantify their contribution in climate change mitigation.

The main objective of the study was assessing soil organic carbon (SOC) stock at profile scale in a forest area of Calabria region and analysing the relationship between SOC stock and soil texture, soil type and landscape position. Twenty-eight soil pedons were collected in all physiographic units of the study area and were described and classified according to USDA classification. All mineral horizons were sampled and analysed for SOC, bulk density and soil texture. Moreover, the organic horizon (O) was sampled and SOC concentration was determined. Finally, the SOC stock along the soil profiles was calculated. The results showed that the soils belonged to Inceptisol and Entisol orders and were from shallow to moderately deep. SOC values of O horizon ranged from 217.0 g kg⁻¹ to 369.8 g kg⁻¹ with a mean value of 284.9 g kg⁻¹. In the mineral horizons, SOC ranged from 1.0 to 132.2 g kg⁻¹ with a mean value of 39.8 g kg⁻¹. The mean value of total SOC stock for all the profiles was 160.9 Mg ha⁻¹. The mean SOC stock was 4.8 Mg ha⁻¹ for the organic horizons and 156.2 Mg ha⁻¹ for the mineral horizons. Soil texture, soil types and landscape features controlled SOC stock with higher values recorded in flat areas than on steep slopes. SOC stock was typically lower for Entisols than Inceptisols and for loamy sand soils than loamy soils.

Keywords: *Forest soil, landscape position, carbon stock, Calabria.*

Introduction

Soils store about 1500 Gt carbon (C), representing two third of the global terrestrial C pool and more than the cumulative pool of biosphere and atmosphere (Batjes 1996; Jobbágy and Jackson, 2000). Forest soils, with their high C content in weight terms, should represent a major part of stock.

Within temperate forest ecosystems, soil is a major sink for organic C and other nutrients (Jørgensen *et al.*, 2009). In particular, European forests contain more than 50% of soil organic C stock than other geographical areas (Lecoince *et al.*, 2006; Grüneberg

et al., 2014). Carbon storage in forest soils is of great importance both to forest ecosystems and to reduce CO₂ in atmosphere, therefore it is crucial understanding and quantifying its variation.

The amount of C stored in the soil is not only controlled by the C input through leaf and root biomass but also by physical, chemical, and biological soil properties (Trumbore *et al.*, 1995; Hassink, 1997; Six *et al.*, 2002) and is affected by environmental and anthropic factors such as climate, parent material, topography, management practices (Lal, 2005; Von Lutzow *et al.*, 2006; Guzman and Al-Kaisi, 2011; Doblas-Miranda *et al.*, 2013).

Moreover, even though with a less amount than surface horizons, the deep horizons were found to store organic carbon especially in forest ecosystems (e.g. Lecoite *et al.*, 2006; Rumpel and Kögel-Knabner, 2011; Marty *et al.*, 2015; Kirsten *et al.*, 2016). Given the variation of soil chemical-physical properties with depth, it is essential for understanding C cycle studying soil organic carbon (SOC) distribution at scale profile (Rumpel and Kögel-Knabner, 2011) and analysing its influencing factors.

The main objective of this study was to assess SOC stock at profile scale in a forest area of Calabria region (Southern Italy). In addition, the relationship between SOC stock and landscape position, type of soil and soil texture was analysed.

Materials and methods

The study area (about 33.2 ha), covered by a beech forest (*Fagus sylvatica* L.), was located within the Biogenetic Nature Reserve “Marchesale”, in the Serre mountains (Calabria region, Southern Italy) (Figure 1a). The elevation ranges from 1137 to 1212 m a.s.l., whereas slope gradients range between 0 to about 45 degrees, with an average of 11.2 degrees. The climate is typical Mediterranean upland climate with a long-term average annual precipitation equal to 1,810 mm and an average annual air temperature of 10.7 °C. The average maximum air temperature (summer) is 28.3 °C, whereas the average minimum air temperature (winter) is -3.7 °C. The soil moisture regime is udic and the soil temperature regime is mesic (ARSSA, 2003).

In the study area, Palaeozoic granitoid rocks, mainly represented by granodiorite, crop out. These rocks in outcrop appear intensely fractured and characterized by weathering processes. The bedrock, locally, is mantled by thick regolith and/or colluvial deposits (Conforti *et al.*, 2015) mainly found in concave areas and at the foot of the slopes. Morphologically, the landscape is characterized by flat or gently-sloping highlands representing summit remnants of Paleosurfaces, bordered by steep slopes and V-shaped valleys. Through the interpretation of topographic map at 1:5000 scale and field survey, a detailed geomorphological analysis was performed in order to map the landscape units of the study area; in particular summit paleosurface, steep slope, gentle slope and valley floor were identified (Figure 1b).

Twenty eight pedons (9 soil profile and 19 hand auger drillings) were described and collected over the landscape units of the study area (Figure 1b). Profiles were described fol-

lowing USDA (2014) guidelines and from mineral horizons (80 samples) disturbed (bulk) and undisturbed (core) soil samples were collected for laboratory physical and chemical analyses (soil texture, bulk density and SOC). In addition, 28 organic horizons (O) were collected within a frame of 20 cm x 20 cm and SOC content was determined.

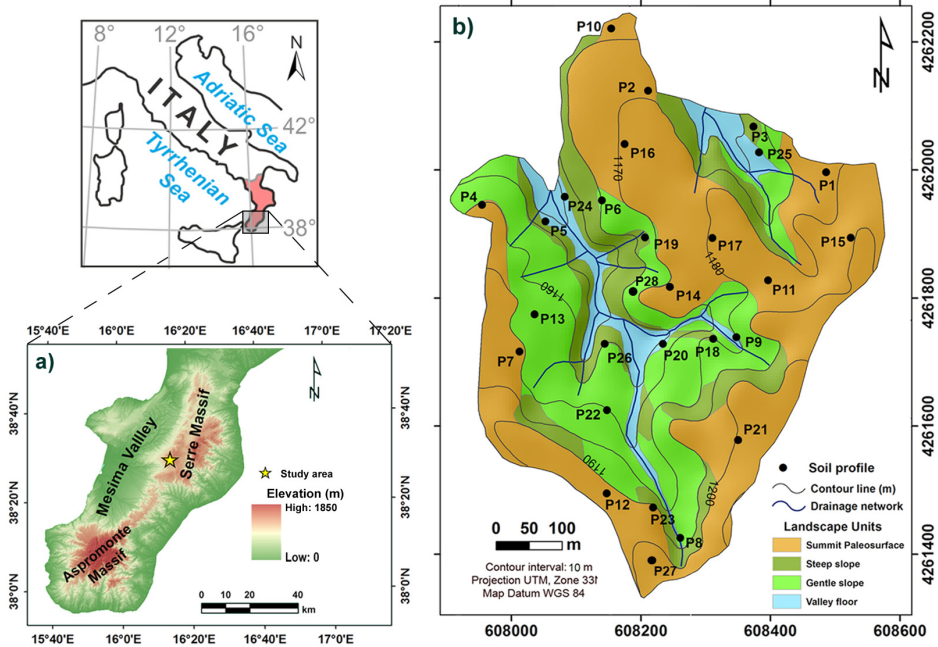


Figure 1 – a) Location of study area; b) landscape units and sampled soil profiles.

Soil samples were dried for 48 hours at 40 °C in a ventilated oven and samples from mineral horizons were gently crushed and passed through a 2 mm sieve to determine soil texture by the hydrometer method (Patrino *et al.*, 1997). Texture was classified according to USDA soil texture triangle. In order to evaluate the bulk density (BD) of mineral horizons, each soil core was oven dried at 105 °C and the dry weight of the soil was divided by the volume of the core, reduced considering the skeleton content. SOC concentration was determined, for both mineral and organic horizons, by means of dry combustion, using a Shimadzu TOC-L analyzer with a SSM-5000A solid sample module (Shimadzu Corporation, Kyoto, Japan). Since all soil samples were carbonate-free, SOC was assumed to equal total carbon. In addition, for the organic horizons, SOC was measured in pulverized samples (≤ 0.25 mm) through a cutting mill and a mortar.

SOC stock for the organic horizon (SOC stock_o) was calculated using the equation of Baritz *et al.* (2010):

$$\text{SOC stock}_o = \frac{\text{SOC} \times R}{100} \quad (1)$$

where $SOC\ stock_o$ is measured in $Mg\ ha^{-1}$, SOC is the soil organic carbon content ($g\ kg^{-1}$) and R ($kg\ m^{-2}$) is the ratio between dry weight of the organic horizon and the size of the sampling frame.

The SOC stock for the mineral soil ($SOC\ stock_m$) of each soil profile was calculated using the equation of Batjes (1996):

$$SOC\ stock_m = \sum_{i=1}^n \frac{D_i \times BD_i \times SOC \times (1-SC/100)}{10} \quad (2)$$

where $SOC\ stock_m$ is measured in $Mg\ ha^{-1}$, n is the number of soil horizons, D_i is the depth (cm) of i^{th} soil horizon, BD_i is the soil bulk density ($g\ cm^{-3}$), and SC is the skeleton concentration expressed as percentage in volume. Note that for all soils, the thickness of Cr horizon was assumed equal to 20 cm.

By summing equations 1 and 2, SOC stock for the whole profile was evaluated.

Through the Mann-Whitney test, the effects of soil types, soil texture and landscape position on SOC stock were evaluated. Differences among categories were considered statistically significant if level of significance (p value) was lower than 0.05.

Results and discussion

The pedological survey showed that the distribution and development of the soil pedons across the landscape units were generally influenced by the alteration grade of the granitic rock and by landscape position.

Surface horizons exhibited soil structure from granular to sub-angular, and a consistence from very weak to weak whereas in the deepest soil horizons, the structure was weakly to moderately developed with sub angular peds. Furthermore, the A horizon was characterized by an enrichment of organic matter (umbric epipedon).

According to pedological features, soils of the study area were classified as Inceptisols and Entisols (USDA, 2014). The common sequence of horizons of Inceptisols was O-A-Bw-Cr or O-A-AB-Bw-Cr, while the Entisols generally exhibited minimal horizon development (O-A-Cr/R). Profile thickness ranged between 13 to 125+ cm, with shallowest soils developed onto convex slopes with slope gradient generally greater than 20°. On the contrary, moderately deep soils were found on the summit paleosurface, gentle slopes and valley floors, with moderately to highly weathered parent rock. The thickest soils were instead surveyed in some topographic depressions, as well as along the footslope, as results of the accumulation of colluvial deposits eroded from upslope areas.

Table 1 summarizes the descriptive statistics for soil physycal and chemical properties of the 28 pedons. The percentage of skeleton varied from 1 to 54%. Soils were coarse and medium-textured and were dominated by sand and silt (about 70-80%). Loamy sand, sandy loam and loam were the texture classes according to USDA soil texture triangle.

Table 1 – Mean and standard deviation (S.D.) of soil properties for the organic and mineral horizons of the 28 soil pedons. (BD= bulk density). Numbers in brackets indicate the soil samples.

Soil properties	Horizon											
	O (28)		A (28)		AB (13)		Bw (18)		BC (5)		Cr (16)	
	Mean	S.D.	Mean	S.D.	Mean	S.D.	Mean	S.D.	Mean	S.D.	Mean	S.D.
Skeleton (%)	-	-	7.7	6.2	5.7	3.6	9.7	6.2	16.7	7.1	46.2	5.2
Sand (%)	-	-	54.2	9.1	49.7	8.4	55.8	7.0	64.1	8.3	72.1	4.9
Silt (%)	-	-	29.4	6.7	31.6	6.3	27.8	5.4	21.9	7.4	17.5	3.4
Clay (%)	-	-	16.4	4.2	18.8	3.5	16.4	3.5	14.0	3.3	10.4	2.2
BD (g cm ⁻³)	-	-	0.5	0.2	0.6	0.2	0.9	0.2	1.0	0.2	1.6	0.0
SOC (g kg ⁻¹)	284.9	40.2	69.0	25.2	48.3	15.0	26.2	8.8	14.1	4.2	5.3	2.5

Soil BD varied between 0.23 g cm⁻³ and 1.66 g cm⁻³ whereas SOC concentration in O-horizons ranged between 217.0 and 369.8 g kg⁻¹, with a mean value of 284.9 g kg⁻¹ (Table 1).

For mineral horizons, SOC concentration varied from 1.0 to 132.2 g kg⁻¹ (Table 1) with the highest values (69 g kg⁻¹, Table 1) detected for the A horizon, confirming the results of Vingiani *et al.* (2014) for soil profiles located nearby the study area.

The amount of SOC stored in organic horizons varied from 3.0 Mg ha⁻¹ to 6.5 Mg ha⁻¹ whereas a large variation resulted from SOC stock of mineral horizons (Table 2). Maximum value (214.5 Mg ha⁻¹) was observed for the A-horizons, accounting for more than 30% of the estimated total SOC stock along soil profiles. SOC stock for the whole profile ranged between 25.0 Mg ha⁻¹ and 316.0 Mg ha⁻¹, with a mean value of 160.9 Mg ha⁻¹ (Table 2).

Table 2 – Summary statistics of SOC stock for the organic and mineral horizons and in the whole profile of the 28 pedons. Lowercase letters after median, indicate significant differences between soil horizons.

	SOC Stock (Mg ha ⁻¹)							
	Horizon						Mineral soil	Whole profile
	O	A	AB	Bw	BC	Cr		
Min	3.0	15.5	24.9	34.4	16.1	1.9	20.2	25.0
Max	6.5	214.5	110.1	97.1	33.7	14.1	310.9	316.0
Mean	4.8	72.9	68.6	64.5	27.7	8.7	156.2	160.9
Median	4.8 ^a	60.3 ^b	66.4 ^b	66.6 ^b	29.5 ^c	8.8 ^d		
S.D.	0.8	44.9	24.0	20.8	7.2	4.0	79.0	79.0

The lowest values were recorded in the organic horizon, which stored, in many cases, about 3% of total SOC stock as previously reported for soils developed under beech forest (e.g. Lecoite *et al.*, 2006; Piovesan *et al.*, 2010; Grüneberg *et al.*, 2014). SOC stock for A, AB, Bw horizons was not statistically different whereas a significant decrease with depth was observed towards the deepest BC and Cr layers (Table 2).

The relationship between SOC stock and soil texture, soil types and landscape units are shown in figure 2. Loamy soils had SOC stock_m significantly higher than loamy sand (Figure 2a) as well as SOC stock was statistically higher in Inceptisols than Entisols (Figure 2b). Concerning landscape position, the highest values of SOC stock occurred for soils developed on summit paleosurface and valley floor, followed by gentle slopes and steep slopes (Figure 2c).

Steep slopes showed the lowest SOC stock values since they were exposed to more intense erosion processes than the other landscape units whereas the lowest slope angle allowed preserving SOC-enriched horizons in summit paleosurfaces and accumulating thicker deposits in valley floor (Gregorich *et al.*, 1998).

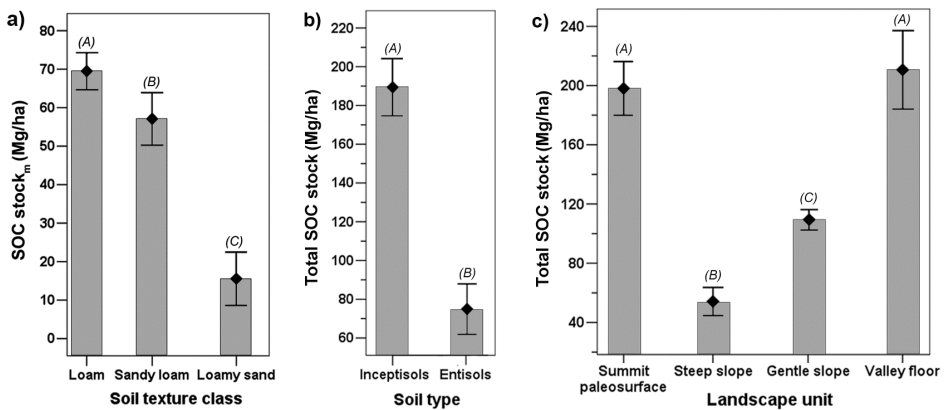


Figure 2 – Mean values (black diamonds) and standard errors (vertical bars) of SOC stock for soil texture classes (a), soil types (b), and landscape units (c). Capital letters in brackets indicate significant differences for different classes.

Conclusions

The study assessed the carbon stored in soils of a beech forest located in Calabria region (Southern Italy). The soils of the study area belonged to the Inceptisol and Entisol orders, were coarse and medium-textured with depth from shallow to moderately deep. The mineral horizons showed SOC stock greater in loamy soils than loamy sand soils, with the highest values detected in the A horizon. Inceptisols stored higher quantities of organic carbon than Entisols as results of a greater thickness.

Moreover, the distribution of SOC stock was influenced by the landscape position as it was significantly higher on summit paleosurface and valley floor than on steep or gentle slopes.

The results highlighted that the SOC concentration and stock of SOC at profile scale were significantly influenced by soil type, soil texture and landscape features.

Acknowledgements

The research was supported by the projects: LIFE09 ENV/IT/000078 ManFor C.BD. ‘Managing forests for multiple purposes: carbon, biodiversity and socio-economic well-being’ and by PON 03PE_00024_1 ‘Laboratorio Pubblico-privato per l’applicazione di tecnologie innovative ad elevata sostenibilità ambientale nella filiera foresta-legno-energia (Ambi.Tec.Fil.Legno)’.

REFERENCES

- ARSSA, 2003. *Carta dei suoli della regione Calabria - scala 1:250000 Monografia divulgativa ARSSA*. Agenzia Regionale per lo Sviluppo e per i Servizi in Agricoltura, Servizio Agropedologia Rubbettino, 387 pp.
- Baritz, R., Seufert, G., Montanarella, L., Van Ranst, E., 2010. *Carbon concentrations and stocks in forest soils of Europe*. For. Ecol. Manage. 260, 262-277.
- Batjes, N.H., 1996. *Total carbon and nitrogen in the soils of the world*. Eur. J. Soil Sci. 47, 151-163.
- Conforti, M., Froio, R., Matteucci, G., Buttafuoco, G., 2015. *Visible and near infrared spectroscopy for predicting texture in forest soil: an application in Southern Italy*. iForest 8, 339-347.
- Doblas-Miranda, E., Rovira, P., Brotons, L., Martínez-Vilalta, J., Retana, J., Pla, M., Vayreda, J., 2013. *Soil carbon stocks and their variability across the forests, shrublands and grasslands of peninsular Spain*. Biogeosciences, 10, 8353-8361.
- Gregorich, E.G., Geer, K.J., Anderson, D.W., Liang, B.C., 1998. *Carbon distribution and losses: erosion and deposition effects*. Soil Till. Res. 47, 291-302.
- Grüneberg, E., Ziche, D., Wellbrock, N., 2014. *Organic carbon stocks and sequestration rates of forest soils in Germany*. Glob. Change Biol. 20, 2644-2662.
- Guzman, J.G., Al-Kaisi, M.M., 2011. *Landscape position effect on selected soil physical properties of reconstructed prairies in southcentral Iowa* *Journal of Soil and Water Conservation*, 66(3), 183-191.
- Hassink, J., 1997. *The capacity of soils to preserve organic C and N by their association with clay and silt particles*. Plant Soil 191, 77-87.
- Jobbagy, E.G., Jackson, R.B., 2000. *The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation*. Ecol. Appl. 10, 423-436.
- Jørgensen, G.H.M., Borsheim, L., Mejdell, C.M., Søndergaard, E., Bøe, K.E., 2009. *Grouping horses according to gender: effects on aggression, spacing and injuries*. Appl. Anim. Behav. Sci. 120, 94-99.
- Kirsten, M., Kaaya, A., Klinger, T., Feger, K.H., 2016. *Stocks of soil organic carbon in forest ecosystems of the Eastern Usambara Mountains, Tanzania*. Catena 137, 651-659.

- Lal, R., 2005. *Forest soils and carbon sequestration*. For. Ecol. Manage. 220, 242-258.
- Lecointe, S., Nys, C., Walter, C., Forgeard, F., Huet, S., Recena, P., Follain, S., (2006). *Estimation of carbon stocks in a beech forest (Fougères Forest – W. France): extrapolation from the plots to the whole forest*. Ann. For. Sci. 63, 139-148.
- Marty, C., Houle, D., Gagnon, C., 2015. *Variation in stocks and distribution of organic C in soils across 21 eastern Canadian temperate and boreal forests*. For. Ecol. Manage. 345, 29-38.
- Patruno, A., Cavazza, L., Castrignanò, A., 1997. *Granulometria*. In: *Metodi di analisi fisica del suolo*, III.1, M. Pagliai (Ed.), Franco Angeli, Roma, pp. 1-26 (in Italian).
- Piovesan, G., Alessandrini, A., Baliva, M., Chiti, T., D'andrea, E., De Cinti, B., Di Filippo A., Hermanin, L., Lauteri, M., Scarascia Mugnozza, G., Schirone, B., Ziaco, E., Matteucci, G., 2010. *Structural patterns, growth processes, carbon stocks in an Italian network of old-growth beech forests*. Ital. J. For. Mt. Environ. 65, 557–590.
- Rumpel, C., Kögel-Knabner, I., 2011. *Deep soil organic matter – a key but poorly understood component of terrestrial C cycle*. Plant Soil 338, 143-158.
- Six, J., Callewaert, P., Lenders, S., Degryze, S., Morris, S.J., Gregorich, E.G., Paul, E.A., Paustian, K., 2002. *Measuring and understanding carbon storage in afforested soils by physical fractionation*. Soil Sci. Soc. Am. J. 66, 1981-1987.
- Trumbore, S.E., Davidson, E.A., Decamargo, P.B., Nepstad, D.C., Martinelli, L.A., 1995. *Belongground cycling of carbon in forests and pastures of Eastern Amazonia*. Glob. Biogeochem. Cycles 9, 515-528.
- USDA, 2014. Keys to Soil Taxonomy, 12th edit., *Soil Survey Staff*. USDA, Natural Resources Conservation Service, Washington, DC, 372 pp.
- Vingiani, S., Scarciglia, F., Miletì, F.A., Donato, P., Terribile, F., 2014. *Occurrence and origin of soils with andic properties in Calabria (southern Italy)*. Geoderma, 232-234, 500-516.
- Von Lützow, M., Kögel-Knaber, I., Ekschmitt, K., Matzner, E., Guggenberger, G., Marschner, B., Flessa, H., 2006. *Stabilization of organic matter in temperate soils: mechanisms and their relevance under different soil conditions – a review*. Eur. J. Soil Sci. 57, 426-445.

Valorizzazione agronomica di ammendanti a base di ceneri di origine vegetale

Rosanna Epifani, Simona Rinaldi*, Claudio Beni, Andrea Marcucci, Elvira Rea, Alessandra Trincherà

CREA – Centro di Ricerca per lo Studio delle Relazioni tra Pianta e Suolo, Roma

* rinaldi.simona@entecra.it

Introduzione

La direttiva del Piano Europeo di Sviluppo Energetico (COM/2007) pone come obiettivi al 2020, la riduzione del 20% delle emissioni di CO₂ da fonti primarie, l'aumento del 20% del risparmio energetico e l'aumento del 20% della produzione di energia da fonti rinnovabili quali le biomasse. Per il raggiungimento di questi obiettivi, sono state avviate filiere produttive, note come “colture dedicate”, per la produzione di energia “pulita” ed è stato promosso l'utilizzo di biocombustibili che contribuiscono alla riduzione dei costi energetici e al maggior controllo dell'inquinamento atmosferico (Augusto *et al.*, 2008).

La produzione di energia dalla combustione di biomasse vegetali, mediante bruciatori di varie tipologie, da quelli industriali fino alle stufe per riscaldamento domestico, comporta la formazione di ingenti quantità di ceneri (Fernández-Delgado Juárez *et al.*, 2013; Knapp *et al.*, 2011) che solo in Europa è pari a 10⁸ t/anno (Jayaranjan *et al.*, 2014). Il forte incremento della produzione di ceneri da materiali lignocellulosici rende necessaria l'individuazione di sistemi di riutilizzo e valorizzazione delle stesse, in modo da trasformarle proficuamente da rifiuto a risorsa (Saarsalmi *et al.*, 2010).

Il legno è costituito per il 99% in peso sulla sostanza secca, da cellulosa, emicellulosa, lignina e per il restante 1% da materiale inorganico che la pianta ha assorbito a livello radicale dal suolo. Attraverso la combustione si attua la conversione della componente organica delle biomasse in CO₂, e il residuo solido che ne rimane costituisce le ceneri. La combustione di biomasse legnose produce ceneri costituite per l'85%-95% da sostanze minerali, mentre il restante 15-5% è costituito da materiale organico incombusto, quale la cellulosa.

La componente carboniosa incombusta, la componente minerale e la morfologia delle ceneri varia a seconda delle caratteristiche del materiale di partenza e delle condizioni di combustione. In linea di massima, la maggior parte della sostanza organica può bruciare a temperature di appena 300-350°C, in condizioni definite di bassa temperatura (inferiori a 500 °C). All'aumento delle temperature di combustione decresce la componente carboniosa e aumenta la componente minerale (Augusto *et al.*, 2008; Demeyer *et al.*, 2001). Temperature di combustione intorno ai 900 °C portano alla produzione di “ceneri leggere”, mentre temperature più basse portano alla produzione di “ceneri pesanti”.

Dal punto di vista chimico le ceneri costituiscono un materiale molto ricco in calcio, silicio, potassio, fosforo e magnesio, presenti perlopiù sotto forma di ossidi, idrossidi o carbonati di metalli alcalino-terrosi (Ca e Mg) e alcalini (K e Na) (Demeyer *et al.*, 2001), mentre sono limitati i contenuti in azoto e sostanza organica (Ahmaruzzaman, 2010);

Fernández-Delgado Juárez *et al.*, 2013; Gómez-Rey *et al.*, 2012).

Sulla base di queste caratteristiche ed allo scopo di definire una loro modalità di recupero, le ceneri possono essere utilizzate a fini agronomici per il reintegro degli elementi minerali asportati al suolo dalla pianta (Demeyer *et al.*, 2001; Fernández-Delgado Juárez *et al.*, 2013; Singh *et al.*, 2010). Peraltro, avendo usualmente un pH fortemente alcalino, possono fungere da correttivo del suolo (Augusto *et al.*, 2008; Fernández-Delgado Juárez *et al.*, 2013): il loro impiego in agricoltura comporterebbe conseguentemente indiscutibili benefici sia in termini agronomici che ambientali.

Nella presente ricerca si vuole verificare la possibilità di formulare ammendanti organici addizionati con ceneri, valutandone il loro impiego in campo, al duplice scopo di agevolare il riciclo degli elementi nutritivi in natura e di valorizzarne le potenziali performance agronomiche.

Materiali e metodi

Le ceneri, derivanti da biomasse di origine vegetale ad alto contenuto di lignina, sono state addizionate, in diversi rapporti percentuali, sia ad un compost verde, prodotto nell'impianto di compostaggio AMA di Maccarese (RM) che ad un digestato anaerobico, fornito dall'Associazione Italiana Agricoltura Biologica (AIAB).

Al fine di individuare i rapporti tra ceneri e componente organica ottimali per ottenere livelli di pH e Conducibilità Elettrica (CE) compatibili con il loro impiego, le ceneri sono state miscelate con le biomasse organiche scelte in diversi rapporti percentuali: C-50 = 50% Compost e 50% ceneri; C-70 = 70% Compost e 30% ceneri; C-80 = 80% Compost e 20% ceneri; D-50 = 50% Digestato e 50% ceneri; D-70 = 70% Digestato e 30% ceneri; D-80 = 80% Digestato e 20% ceneri. È stato poi determinato il valore di pH e CE delle miscele ottenute secondo i metodi di analisi ufficiali per i fertilizzanti (Gazzetta ufficiale del 19/09/02 n.220, DM 17/06/02, Suppl. n.7). Il contenuto di azoto è stato rilevato mediante il metodo Kjeldahl (dati non riportati), al fine di quantificare l'apporto azotato derivante dall'ammendamento.

Sulle miscele così individuate, sono state eseguite prove di fitotossicità in vaso per valutarne il loro effetto sulla crescita e sullo sviluppo vegetativo di piante di lattuga (*Lactuca sativa* L.) secondo il metodo UNI 10780:1998. Le miscele impiegate sono state compost o digestato al 70-80-90% e restante ceneri.

Al substrato base, costituito da sabbia e torba (1:1 v/v), è stata aggiunta ciascuna miscela in due dosi, utilizzando come controllo il substrato base. Per le miscele ceneri + compost le dosi impiegate sono state 75g e 150g s.s./L di substrato, secondo quanto indicato per il compost dal metodo UNI 10780:1998, mentre per le miscele ceneri + digestato sono state testate le dosi 1,5 e 3 g s.s./L. Tali dosi sono state calcolate sulla base dell'apporto di azoto fornito dal digestato (1,9% s.s.) per evitare effetti fitotossici dovuti all'eccessivo apporto di azoto da parte della matrice che potrebbero interferire sulla valutazione dell'effetto ceneri. Per ciascun trattamento sono state allestite tre ripetizioni per un totale di 42 vasi.

Per assicurare la germinazione dei semi, in modo da evidenziare la fitotossicità solo sullo sviluppo vegetativo, la miscela è stata ricoperta con uno strato di circa 1,0 cm di sabbia. Si è quindi proceduto alla semina utilizzando un numero di semi/vaso tale da garantire la germinazione di almeno 50 semi, ricoperti poi con uno strato di sabbia di circa 0,5 cm. La prova è stata condotta in ambiente controllato e sotto monitoraggio dei parametri di luce, temperatura e umidità relativa. I parametri adottati sono stati i seguenti: ciclo giorno/notte 12h/12h, temperatura giorno/notte 25 °C/16 °C, umidità relativa 65% giorno/70% notte. Ad emergenza avvenuta si è proceduto a diradamento delle giovani piantine, lasciando un numero piante/vaso pari a 20.

Dopo 20 giorni dall'emergenza, sulla parte epigea è stato determinato il peso fresco e, dopo essiccazione a 105 °C per 24h, il peso secco, espressi entrambi in g/vaso.

Successivamente è stata allestita una prova in pieno campo presso l'azienda sperimentale del CREA-RPS in località Tor Mancina (RM) su *Lactuca sativa* L.. Il terreno del sito è stato preventivamente caratterizzato da un punto di vista chimico-fisico. Sono state messe a confronto 8 tesi, concimate con 80 Kg N/ha, apportato con le seguenti miscele di ceneri e ammendante organico (compost o digestato): *i*) 100%AMM; *ii*) 90% AMM :10%CEN; *iii*) 80%AMM :20% CEN; *iv*) urea; *v*) controllo, non concimato. È stato seguito un disegno sperimentale a blocchi randomizzati con tre repliche per ciascun trattamento. La prova ha avuto durata di 3 mesi, al termine della quale sono stati effettuati i rilievi biometrici relativi a peso fresco, peso secco e LAI. Il contenuto dei macro e microelementi sulla parte epigea della pianta è stato determinato mediante spettrofotometro simultaneo ad emissione al plasma (ICP) dopo incenerimento a 400 °C per 24h di campioni precedentemente essiccati a 105 °C.

È stato infine determinato l'azoto totale del suolo al termine della prova mediante il metodo Kjeldahl.

Risultati e discussione

Le ceneri, per la loro alta alcalinità, risentono molto poco dell'effetto di miscelazione con le biomasse organiche.

Le miscele più indicate per l'abbattimento di pH e salinità sono ad alte percentuali di sostituzione, mentre per basse percentuali l'effetto delle ceneri è ancora predominante. Sia il compost che il digestato riescono a ridurre l'alcalinità delle ceneri ad una percentuale di sostituzione pari al 70-90%, per la quale si osserva la riduzione di quasi 3 unità di pH (Tabella 1).

Le prove di fitotossicità hanno permesso di identificare le miscele all'80 e 90% di compost o digestato alla dose più bassa (d1) come ottimali e non fitotossiche per le piante (Figura 1). Di conseguenza, le ceneri possono essere efficacemente miscelate con compost o digestato per abbattere il livello di pH, senza incorrere in fenomeni di fitotossicità, purché la loro percentuale in miscela non superi il 20%.

Tabella 1 – pH e CE delle miscele costituite da ceneri in associazione ad ammendante organico (C) o digestato (D).

C-50 = 50% Compost e 50% ceneri; C-70 = 70% Compost e 30% ceneri; C-80 = 80% Compost e 20% ceneri; D-50 = 50% Digestato e 50% ceneri; D-70 = 70% Digestato e 30% ceneri; D-80 = 80% Digestato e 20% ceneri.

Miscela	pH	CE ($\mu\text{s}/\text{cm}$)
C-50	10,1	1069
C-70	9,1	1290
C-90	7,3	1543
D-50	10,2	1771
D-70	9,1	2327
D-90	7,9	2788

Il terreno relativo alla prova in campo era di tipo franco-argilloso, subalcalino ($\text{pH}=7,6$) e mediamente fornito di azoto ($\text{N}=1,5\%$) e sostanza organica ($1,8\%$), in quanto destinato in precedenza a carciofaia per tre anni, con somministrazioni annuali di ammendanti compostati all'impianto e prima di ogni ripresa vegetativa, successivamente lasciato a riposo per altri tre anni, intervenendo esclusivamente con due tagli l'anno della vegetazione spontanea, restituita al suolo.

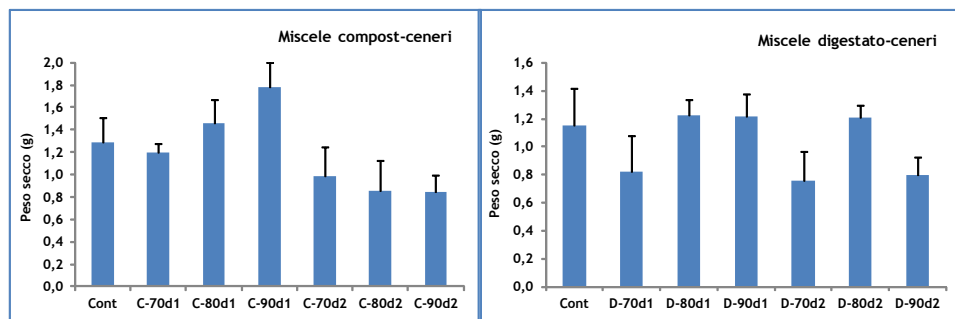


Figura 1 – Peso secco (g) della lattuga ottenuto nella prova di fitotossicità, a seguito di addizione di miscele a base di compost e digestato, alle due dosi (d1 e d2).

I risultati ottenuti nella prova in campo hanno evidenziato un incremento della produzione di lattuga in termini di peso fresco e secco, dovuto all'impiego delle miscele a base di compost e ceneri rispetto agli altri trattamenti (Tabella 2).

Le miscele a base di digestato hanno dato una performance agronomica inferiore rispetto a quelle a base di compost, ma superiore rispetto al controllo non concimato ed equiparabile alla sola concimazione ureica, quest'ultima rivelatasi non particolarmente efficiente e funzionale nelle condizioni sperimentali adottate. Tale risultato potrebbe essere dovuto alla buona dotazione di azoto e sostanza organica iniziale del terreno non

concimato (controllo) ed all'innescarsi di processi di immobilizzazione dell'azoto, in forma sia ammoniacale che nitrica derivanti dalla degradazione dell'urea, da parte della biomassa microbica, in competizione con le piante coltivate (Jackson *et al.*, 1989).

I positivi risultati ottenuti con le miscele contenenti ceneri, sono confermati da Srivastava *et al.* (1995) che hanno osservato su lattuga, all'aggiunta del 10% di cenere derivanti da biomasse, un aumento dello sviluppo vegetativo, l'incremento della produzione di sostanza secca e l'aumento dei pigmenti fotosintetici. I benefici dell'impiego di ceneri in agricoltura sono riportati anche da Singh *et al.* (2010). Ciò è ulteriormente confermato da risultati che correlano l'aumento della disponibilità degli elementi nutritivi all'aggiunta di ceneri al suolo (Fernández-Delgado Juárez *et al.*, 2013).

Relativamente al contenuto di elementi nutritivi nella parte epigea della pianta (Tabella 2), il digestato in associazione alle ceneri determina un significativo incremento dell'assorbimento del P a livello delle foglie; per il K invece si osserva una tendenza ad un maggiore assorbimento nelle tesi al 20% di ceneri in associazione sia a digestato che a compost rispetto al solo ammendante. Il compost sembra indurre un maggiore assorbimento di N fogliare rispetto al controllo ed alle tesi a base di digestato.

Il contenuto di azoto nel terreno al termine della prova non risulta significativamente incrementato dai diversi trattamenti rispetto al non concimato (dati non riportati), ma tale andamento era prevedibile in quanto è stato effettuato un solo ammendamento, peraltro su una coltura a ciclo breve. Sarebbe interessante seguire i cambiamenti nelle proprietà chimico-fisiche del suolo, ripetendo i medesimi trattamenti per più cicli colturali in modo da evidenziare potenziali effetti sulle caratteristiche biochimiche del terreno (Diana *et al.*, 2008).

Conclusioni

L'impiego delle ceneri associate al compost, in particolare in rapporto 20:80 v/v, è risultato essere un valido metodo per apportare al suolo elementi nutritivi e sostanza organica, riducendo allo stesso tempo l'apporto di concimi chimici, in un'ottica di un'agricoltura maggiormente ecosostenibile.

Successive prove agronomiche potrebbero fornire ulteriori indicazioni sulle dosi ottimali degli ammendanti formulati in funzione della risposta quali-quantitativa di diverse colture, dando altresì indicazioni sui positivi effetti sulla fertilità del suolo a lungo termine.

Progetto BIOSEA ottimizzazione delle filiere energetiche esistenti per una sostenibilità economica ed ambientale: formulazione ed ottimizzazione d'uso delle ceneri in agricoltura.

Tabella 2 – Dati biometrici, contenuto in azoto e macroelementi della lattuga, al termine della prova in campo.

Le medie lungo le colonne seguite da lettere diverse sono significativamente differenti ($P < 0,05$) secondo il test LSD.

Trattamenti	Peso fresco	Peso secco	LAI	Foglie	N	P	K	Ca	Mg
	(g)	(g)		n°	%	mg/kg s.s.	mg/kg s.s.	mg/kg s.s.	mg/kg s.s.
Cont.	100 e	4,9 c	1090 c	24,0 c	21,3 bc	2957 d	32603	6853	1191
C-100	363 b	18,1 a	2727 a	33,0 a	24,5 ab	3821 c	30043	5456	1176
C-90	431 a	17,2 ab	2960 a	33,0 a	26,4 a	3402 cd	27670	9101	1466
C-80	280 c	13,1 b	2555 a	31,7 a	20,3 bc	3845 bc	32497	5311	972
D-100	147 d	7,4 c	1670 b	27,3 bc	18,8 c	3785 c	31523	5774	950
D-90	114 de	5,9 c	1367 bc	24,7 cd	19,9 bc	4698 a	31680	5090	1060
D-80	126 de	7,2 c	1649 b	28,0 b	20,6 bc	4569 ab	32707	6839	1282
Urea	103 de	5,2 c	1148 bc	24,7 cd	24,7 ab	3368 cd	35250	8058	1375

BIBLIOGRAFIA

- Ahmaruzzaman, M., 2010. *A review on the utilization of fly ash*. Prog Energy Combust Sci 36(3), 327-363.
- Augusto, L., Bakker, M. R., Meredieu, C., 2008. *Wood ash applications to temperate forest ecosystems-potential benefits and drawbacks*. Plant Soil 306, 181-198.
- Comunicazione della Commissione al Consiglio, al Parlamento Europeo, al Comitato economico e sociale Europeo e al Comitato delle Regioni – *Un piano strategico europeo per le tecnologie energetiche (piano SET) – Verso un futuro a bassa emissione di carbonio* {SEC (2007) 1508} {SEC (2007) 1509} {SEC (2007) 1510} {SEC (2007) 1511}.
- Demeyer, A., Voundi Nkana, J.C., Verloo, M.G., 2001. *Characteristics of wood ash and influence on soil properties and nutrient uptake: an overview*. Bioresource Technology 77, 287-295.
- Diana, G., Beni, C., Marconi, S., 2008. *Organic and Mineral Fertilization: Effects on Physical Characteristics and Boron Dynamic in an Agricultural Soil*. Communications in Soil Science and Plant Analysis 39(9-10), 1332-1351.
- Fernández-Delgado Juárez, M., Waldhuber, S., Knapp, A., Partl, C., Gómez-Brandón, M., Insam, H., 2013. *Wood ash effects on chemical and microbiological properties of digestate- and manure-amended soils*. Biol Fertl Soils 49, 575-585.

- Gómez-Rey, M.X., Madeira, M., Coutinho, J., 2012. *Wood ash effects on nutrient dynamics and soil properties under Mediterranean climate*. *Annals of Forest Science* 69, 569-579.
- Jackson, L.E., Schimel, J.P., Firestone, M.K., 1989. *Short term partitioning of ammonium and nitrate between plants and microbes in an annual grassland*. *Soil Biol Biochem* 21(3), 409-415.
- Jayaranjan, M.L.D., van Hullebusch, E.D., Annachhatre, A.P., 2014. *Reuse options for coal fired power plant bottom ash and fly ash*. *Rev Environ Sci Biotechnol* 13, 467-486.
- Knapp, B.A., Insam, H., 2011. *Recycling of biomass ashes: current technologies and future research needs*. In Insam H, Knapp BA (eds) *Recycling of biomass ashes*. Springer, Berlin, pp 1-16.
- Saarsalmi, A., Smolander, A., Kukkola, M., Arola, M., 2010. *Effect of wood ash and nitrogen fertilization on soil chemical properties, soil microbial processes, and stand growth in two coniferous stands in Finland*. *Plant Soil* 331, 329-340.
- Singh, R.P., Gupta, A.K., Ibrahim, M.H., Mittal, A.K., 2010. *Coal fly ash utilization in agriculture: its potential benefits and risks*. *Rev Environ Sci Bio* 9(4), 345-358.

Recovery of degraded coniferous Forests for environmental sustainability Restoration and climate change. Mitigation: the LIFE FoResMit project

Alessandra Lagomarsino¹, Alessandro Elio Agnelli¹, Ugo Chiavetta², Paolo Cantiani², Isabella De Meo¹, Alessandro Paletto³, Edoardo A.C. Costantini¹

¹ Consiglio per la ricerca in agricoltura e l'analisi dell'economia agraria, Centro di ricerca per l'Agrobiologia e la Pedologia (CREA-ABP), Firenze.

² Consiglio per la ricerca in agricoltura e l'analisi dell'economia agraria, Centro di ricerca per la Selvicoltura (CREA-SEL), Arezzo

³ Consiglio per la ricerca in agricoltura e l'analisi dell'economia agraria, Unità di ricerca per il Monitoraggio e la Pianificazione forestale (CREA-MPF), Trento

* alessandra.lagomarsino@entecra.it

Introduction

Pine species have been extensively used for land restoration in the Mediterranean basin and in other parts of the world, since the late 19th century. The traditional strategy for reforesting degraded lands in the Mediterranean was first to introduce a fast-growing pioneer species, usually a pine species (Ceballos, 1938; Gil and Prada, 1993), assuming that this species would facilitate the introduction (either artificial or natural) of late-successional hardwoods (Barbéro *et al.*, 1998). Indeed, the theoretical basis supporting pine utilization was its stress-tolerant and pioneer features, and their attributed role of facilitating the development of late-successional hardwoods in the long-term (Pausas *et al.*, 2004).

Nowadays, the most of these pine stands are concluding their rule of pioneers species, colonizing the previously degraded areas and beginning the chain of ecological succession that is able to lead to an higher biodiversity and a more resilient and resistant ecosystem characterized by native broadleaved species. Nevertheless, this strategy was seldom completely applied because of the costly silvicultural post-plantation operations required and the current disturbance regime. From the National Forest Inventory, 31% of Italian pine forests in the Mediterranean zone show degradation symptoms and are damaged for a total of 462,568 ha. In most cases, pine plantations show degradation symptoms with many dead, fallen and/or damaged trees.

Forest degradation, resulting in a loss of biomass or in a reduced production, occurs through damage to residual trees and soil from poor logging practices, log poaching, fuelwood collection, overgrazing, and anthropogenic fire (FAO, 1993; Flint and Richards, 1994). Forest degradation, implying a decrease in canopy cover and regeneration, as well as forest fragmentation, will affect the annual increment of C sequestration, reducing the potential of these forests to act as a sink or transforming them into a source of GHGs. Carbon emissions from deforestation and forest degradation have been estimated to account for about 12-20% of global anthropogenic CO₂ emissions (IPCC, 2007). Although deforestation is the main source, forest degradation contribute to atmospheric GHG emissions through decomposition of remaining plant material and soil carbon. These larger emission are no more balanced by the C storage capacity in

woody biomass and soil, due to unstable structural conditions of the degraded stands. Deforestation and forest degradation are important contributors to global GHG emissions, but if these processes are controlled, forests can significantly contribute to climate change mitigation. Therefore, the current forest degradation needs an innovative management plan aimed to support and facilitate all the functionalities of a peri-urban forest, in a context of climate change mitigation.

Even in the cases where there are not dead, fallen or damaged trees, peri-urban pine forests in the Mediterranean area are vulnerable to forest fires. These fires can destroy vegetation cover of protective peri-urban forests and other adjacent forests and areas leading to erosion and in some cases to catastrophic debris torrent phenomena that can threaten urban infrastructures. Moreover great amounts of CO₂ can be released in atmosphere through these fires. Thinning aiming at the reestablishment of native broadleaved vegetation will make the pine dominated peri-urban forests less prone and more resistant to wildfire. Moreover through the sprout ability of broadleaves, vegetation cover of the area will be restored very soon thus protecting forest ecosystem from erosion and cities from catastrophes. As temperature and aridity rises as a consequence of global warming forest fires will appear more frequently and their intensity will be greater. In this frame broadleaved through sprouting ability can be used as a mitigating tool.

The general objective of the proposal is to define the guidelines of good silvicultural practices for the restoration of peri-urban degraded coniferous forests in Italy and Greece with native broadleaved species, improving the ecological stability and climate change mitigation potential of these ecosystems. The project aims at testing and verifying in the field the effectiveness of management options for the conversion of degraded coniferous forests in meeting climate change mitigation objectives. The project will provide data on vegetation structure, biomass increment, C accumulation in all relevant pools of vegetation and soil, and CO₂ and other greenhouse gas emissions, thus giving a complete picture of mitigation potential of management practices.

In the present work we describe the project and we report the first result regarding the soil characterization of the Italian site.

Materials and methods

LIFE FoResMit project is implemented in two areas of the Mediterranean basin: monte Morello (Sesto Fiorentino, Italy) and Xanthi forest (Xanthi, Greece). Within each area, nine plots have been randomly selected, with three replicates for each treatment (Figure 1).

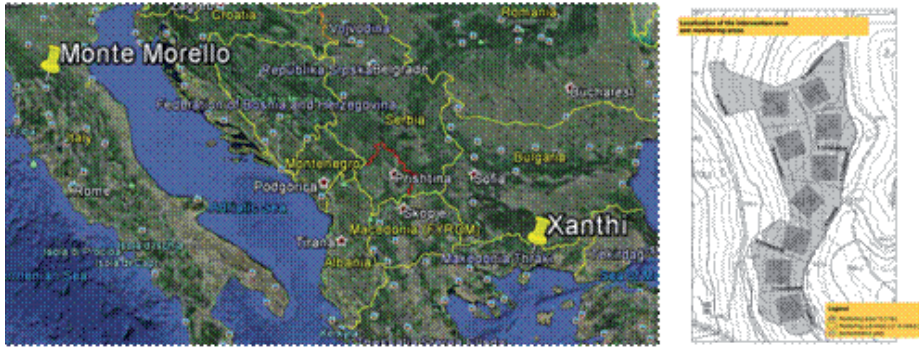


Figure 1 – Localization of implementation sites in Italy and Greece and map with the selected plot in the Italian site.

The three treatments compared are:

1. The traditional silvicultural treatment will be based on a low thinning and it will be carried out removing trees primarily from the lower canopy, i.e. suppressed and sub-dominant trees, and from among the smaller diameter trees, up to 40% of the stand density (N°/ha). The aim of low thinning is to concentrate potential for growth on the larger diameter trees by removing competing smaller trees.
2. The innovative treatment will be based on a selective thinning, considering the merits of individual trees. With this “positive selection” will promote the growth and development of trees (or at least small groups of trees) characterized by the best H/D (high/diameter ratio) and a large and symmetric crown which are able to guarantee the highest stand stability and C accumulation rates in the medium- to long-term. Moreover, considering that *Pinus nigra* is a very light demanding species, all the suppressed and sub-dominant trees will be removed with the aim to avoid the increasing deadwood with time.
3. The no-treatment option (control plots).



Figure 2 – Example of conventional (left) and selective (right) treatments.

Soil characterization has been performed before the silvicultural treatments implementation, to test possible differences among plots. Samples have been collected at 0-10 and 10-30 cm depth in November 2015.

The following parameters have been measured:

texture (hydrometer method); bulk density (undisturbed 100 cm³ soil cores collected by a hammer-driven liner sampler (Eijkelkamp, The Netherlands), dried at 105 °C until constant weight and the BD calculated by the ratio between the dry weight and the soil core volume), pH (soil:water 1:2.5 ratio); cation exchange capacity (Methods of Soil Analysis, MIPAF, 2000); total organic C (dry combustion, using a Thermo Flash 2000 CN soil analyzer; 20 to 40 mg soil were weighed into Ag-foil capsules and pre-treated with 10% HCl until complete removal of carbonates); total inorganic C (CN soil analyzer, as difference between total C and total organic C); total N (Thermo Flash 2000 CN soil analyzer); inorganic N (NH₄⁺, NO₃⁻ and NO₂⁻ determined by extraction with a 2 mol L⁻¹ KCl solution, according to the official methods of soil chemistry analysis n°1124.2, MIPAF, 2000).

All data were analyzed by univariate test of Analysis of Variance. Discriminant function analysis (DFA) was performed using soil physical and chemical parameters as grouping variables. Squared Mahalanobis distances between group centroids were determined. Two significant discriminatory roots were derived and the results of DFA were graphically presented in two dimensions scatterplot. Statistical analyses were performed using the Statistica 6.0 software package (Statsoft, Tulsa, USA).

Results and discussion

The Italian site of Monte Morello present a loam or clay-loam texture, with average values of sand and clay of 38 and 28%, respectively (Table 1). No significant differences among the three group of plots assigned to the different treatments were observed. A higher percentage of sand was found in the first 10 cm, with respect t the deeper layer.

Table 1 – Percentage of sand, clay, fine and coarse silt in the experimental site. Standard error is reported in italics.

Treatment	Depth	Sand (%)		Clay (%)		Fine silt (%)		Coarse silt (%)	
Control	0-10	41	<i>2</i>	28	<i>2</i>	28	<i>2</i>	3	<i>1</i>
Traditional	0-10	42	<i>2</i>	27	<i>1</i>	24	<i>3</i>	6	<i>2</i>
Innovative	0-10	42	<i>2</i>	28	<i>3</i>	26	<i>1</i>	4	<i>1</i>
Control	10-30	35	<i>2</i>	26	<i>1</i>	30	<i>1</i>	9	<i>0</i>
Traditional	10-30	32	<i>2</i>	32	<i>2</i>	29	<i>1</i>	7	<i>1</i>
Innovative	10-30	35	<i>1</i>	27	<i>2</i>	29	<i>1</i>	10	<i>1</i>

Soil organic matter content of the site was typical of a Mediterranean forest site, with a clear vertical distribution of total N (TN) and total organic C (TOC), showing on average a double content of both parameters in the first 10 cm than in the 10-30 cm layer (Figure 3 a and b). Plot 8 showed significantly lower TN and TOC values than plots 6 and 7. However, no significant differences among the three group of plots assigned to the different treatments were observed.

The site was rich in carbonates, although the variability was quite high. Plot 8 showed the maximum percentage of CaCO_3 (Figure 3 c). The site showed a moderately alkaline pH, slightly lower in the first 10 cm than in the 10-30 cm layer (Figure 3 d). No differences among plots have been found for both pH and CaCO_3 .

Electrical conductivity (EC) and cation exchange capacity (CEC) showed large variability but no significant differences among plots (Figure 3 e and f).

Inorganic N forms showed large variability among plots and NH_4 and NO_3 were higher in the first soil layer (Figure 3 g, h and i).

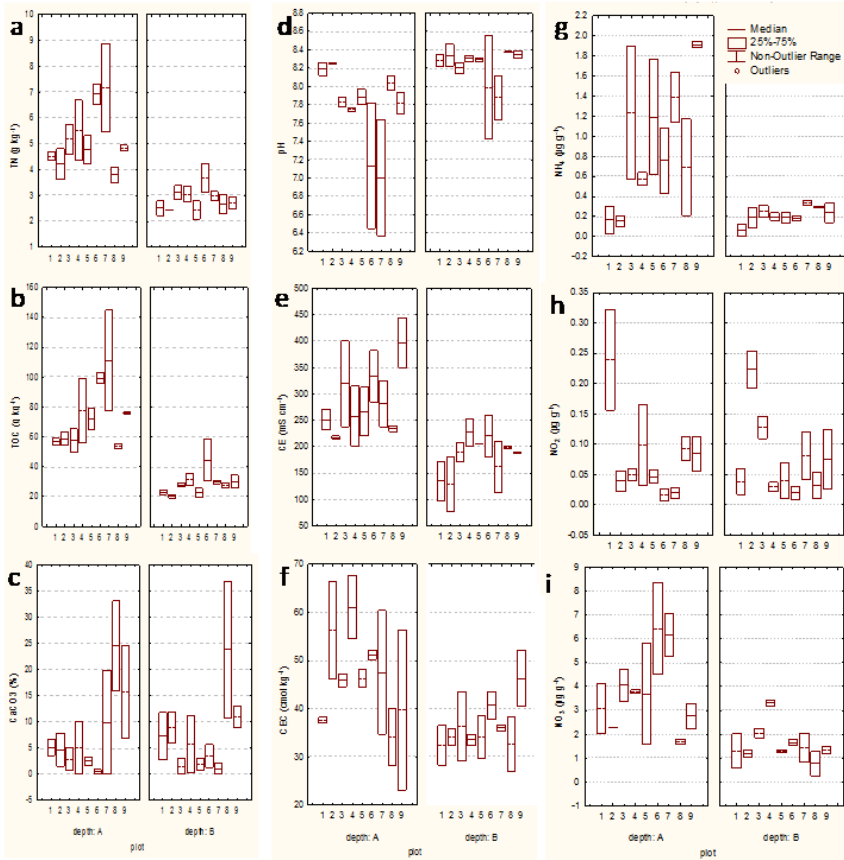


Figure 3 – 2D categorized box plot of total N (TN), total organic C (TOC), carbonates (CaCO_3), pH, electrical conductivity (CE), cation exchange capacity (CEC), NH_4 , NO_2 and NO_3 soil content.

From the discriminant function analysis is evident the absence of significant differences among plots and in particular among the three groups of plots assigned to the different treatments (Figure 4).

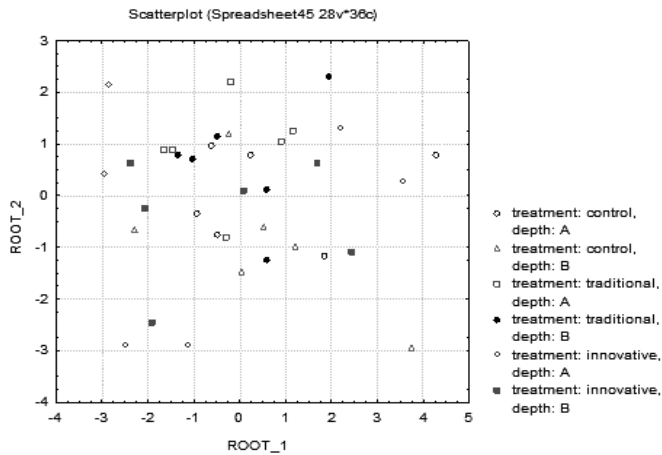


Figure 4 – Scatterplot of Root 1 and Root 2 derived from the Discriminant Function Analysis performed using physical and chemical soil parameters.

These results were preparatory to the implementation of silvicultural treatments in order to avoid biases due to different pedological conditions among plots. The lack of significant differences on soil characteristics, together with the first vegetation survey, allowed to validate the selection of test areas.

After this pedological and vegetation survey, silvicultural treatments will be implemented and monitoring actions will measure all C and N pools identified by Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)-Good Practice Guidance for Land Use, Land Use Change and Forestry (IPCC-GPG) (2003) (above and belowground biomass, litter, dead-wood and soil) and their temporal variations. Net primary productivity and C accumulation in soil after thinning treatments will be assessed. Temporal changes of each pool size will be measured to obtain the C assimilation rate per year. Greenhouse gas fluxes from soil and dead-wood material will be quantified. C sequestration potential and global warming potential in the short and medium-term will be estimated. Reliable estimates of changes in C stocks, and thereby fluxes, are necessary for understanding both the global carbon cycle and national inventories of greenhouse gases (IPCC, 2000).

The main expected results of the innovative thinning treatment implementation are: i) an increase of net primary production of forest ecosystem, due to the removal of non-growing or dead trees and the higher growth rates of remained vegetation; ii) an initial increase of greenhouse gas emissions, followed by a stabilization towards a reduction after thinning treatment; iii) the reduction of heterotrophic respiration of decomposable deadwood material, with a consequent reduction of CO₂ emissions in the medium-long term.

Conclusions

The initial physico-chemical soil characterization was fundamental to validate the selection of test areas to reduce biases due to soil heterogeneity.

After the implementation of silvicultural treatments the FoResMit project will provide data on vegetation structure, biomass increment, C accumulation in all relevant pools of vegetation and soil (above and belowground biomass, litter, dead wood and soil, IPCC 2003) and CO₂ and other greenhouse gas emissions, thus giving a complete picture of mitigation potential of management practices.

Acknowledgements

FoResMit is a LIFE climate change mitigation project: LIFE14 CCM/IT/000905.

REFERENCES

- Barbéro, M., Loisel, R., Quézel, P., Richardson, D.M., Romane, F., 1998. *Pines of the Mediterranean Basin*. In Richardson, D.M. (ed), *Ecology and Biogeography of Pinus*. Cambridge University Press. Cambridge, pp. 153-170.
- Gil, L., Prada, M.A., 1993. *Los pinos como especies básicas en la restauración forestal en el medio mediterráneo*. *Ecología* 7, 113-125.
- Houghton, J.T., Ding, Y., Griggs, D.J., Noguer, M., van der Linden, P.J., Xiaosu, D., 2001. Climate Change 2001. *The Scientific basis. Contribution of working group I to the third assessment report of the Intergovernmental Panel on Climatic Change (IPCC)*. Cambridge University Press, UK.
- MIPAF, 2000. *Ministero per le Politiche Agricole e Forestali – Osservatorio Nazionale Pedologico e per la Qualità del Suolo, 2000. Metodi di Analisi Chimica del Suolo*. Collana di metodi analitici per l'agricoltura diretta da Paolo Sequi n. 1124.2, Ed. Franco Angeli, Milano, Italy.
- Pausas, J.G., Bladé, C., Valdecantos, A., Seva, J.P., Fuentes, D., Alloza, J.A. *et al.*, 2004. *Pines and oaks in the restoration of Mediterranean landscapes of Spain: New perspectives for an old practice – a review*. *Plant Ecology* 171 (1-2), 209-220.
- Pan, Y.D., Birdsey, R.A., Fang, J.Y. *et al.*, 2011. *A large and persistent carbon sink in the world's forests*. *Science* 333, 988-993.
- FAO, 1993. *Forest Resources Assessment 1990. Tropical Countries*. FAO Forestry Paper 112, Rome, Italy.
- Flint, E.P., Richards, J.F., 1994. *Trends in carbon content of vegetation in South and Southeast Asia associated with changes in land use*. In: *Effects of Land Use Change on Atmospheric CO₂ Concentrations: Southeast Asia as a Case Study* [Dale, V.H. (ed.)]. Springer-Verlag, New York, NY, USA, pp. 201-300.
- IPCC, 2000. *A Special Report of the IPCC. Land Use, Landuse Change, and Forestry*. Cambridge University Press, Cambridge.
- IPCC, 2007. *IPCC fourth assessment report, working group III*. Chapter 9, Forestry. Available online at: www.ipcc.ch.

Sviluppo di un applicativo web per la valutazione del consumo di suolo a scala nazionale

Giuliano Langella¹, Angelo Basile¹, Simone Giannechini², Michela Iamarino¹, Michele Munafò³, Fabio Terribile⁴

¹ Istituto per i Sistemi Agricoli e Forestali del Mediterraneo, Ercolano (NA), CNR

² GeoSolutions S.A.S.

³ ISPRA, Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale

⁴ Dipartimento di Agraria, Portici (NA), Università degli Studi di Napoli Federico II

* giuliano.langella@isafom.cnr.it

Introduzione

È ormai accertato che il consumo di suolo da urbanizzazione è da considerare un motore verso l'irreversibile desertificazione dei nostri paesaggi (Barbero-Sierra *et al.*, 2013). La stessa strategia tematica per la protezione del suolo (COM(2006) 231) e le ultime relazioni dell'Agenzia europea dell'ambiente (ad es. AEA, 2010) evidenziano questa cruda realtà. Infatti il consumo di suolo determina degli impatti notevolissimi sui servizi ecosistemici quali la produzione di alimenti, l'assorbimento idrico, la capacità di filtraggio e tamponamento del suolo, la biodiversità etc.. A fronte di questi impatti, la tabella di marcia verso un'Europa efficiente nell'impiego delle risorse (COM(2011) 571) ha proposto che entro il 2020 le strategie dell'UE tengano conto delle ripercussioni dirette e indirette sull'uso del suolo nell'UE e a livello mondiale che l'incremento della quota netta di nuova occupazione di suolo tenda ad arrivare a zero entro il 2050. In quest'ambito, nel 2012, la Commissione Europea ha pubblicato gli "Orientamenti in materia di buone pratiche per limitare, mitigare e compensare l'impermeabilizzazione del suolo" (SWD(2012) 101 final/2). Ma è stato anche rilevato da Artmann (2014) che perfino queste buone pratiche, in paesi teoricamente virtuosi come la Germania, scontrano problemi evidenti nella realtà operativa.

È infatti ovvio che qualunque buona pratica e/o mitigazione degli impatti sul consumo del suolo è in larga misura determinata dalle decisioni in materia di pianificazione territoriale. È quindi proprio la pianificazione territoriale a dover svolgere quel ruolo fondamentale di governare e favorire un uso più sostenibile dei suoli che tenga conto delle loro qualità e potenzialità. C'è da evidenziare un problema. A dispetto delle buone intenzioni, nella realtà, chi opera nella pianificazione del territorio generalmente non ha accesso a tutti gli strumenti e le informazioni adeguate per onorare l'obiettivo molto complesso ed ambizioso di un "uso sostenibile del suolo" e quindi di riduzione e mitigazione del suo consumo e dei conseguenti impatti. In quest'ambito, vorremmo mostrare che – se solo il sistema Paese lo volesse – oggi sarebbe possibile sviluppare strumenti operativi (anche a scala nazionale) per meglio orientare la pianificazione del territorio.

L'obiettivo di questo lavoro è quello di presentare un prototipo di strumento in grado di monitorare e valutare il consumo di suolo su tutto il territorio italiano. Si tratta di un'applicazione geospaziale di supporto alle decisioni che fornisce risposte via web per qualsiasi areale italiano prescelto, ad elevata risoluzione spaziale ed in tempo reale, su:

(i) valutazione del cambio di uso del suolo tra anni diversi, (ii) dinamica del consumo di suolo ed i relativi indici di frammentazione del territorio rurale, (iii) una preliminare quantificazione di alcune funzioni ambientali perse.

Materiali e metodi

Il portale per la valutazione e la contabilità del consumo di suolo a scala nazionale è definito Soil Sealing Geospatial Cyber Infrastructure (SS-GCI). Esso – in forma sperimentale – è disponibile in modalità libero accesso all'indirizzo <http://143.225.214.136/MapStore> ed è montato su un server del Centro di Ricerca Interdipartimentale Sulla “Earth Critical Zone” per il supporto alla gestione del Paesaggio e dell’agroambiente (CRISP). L’applicazione web è stata sviluppata a partire da piattaforme modulari open source specificatamente progettate per creare, gestire e condividere in modo sicuro, semplice e intuitivo diversi tipi di informazioni geospaziali. In particolare il SS-GCI è montato sulla duplice infrastruttura GeoServer e MapStore entrambi configurati in collaborazione con GeoSolutions (<http://www.geo-solutions.it>), società leader mondiale nello sviluppo di piattaforme open source per la disseminazione di dati geospaziali. I dati inseriti in GeoServer sono riprodotti su tutto il territorio italiano e provengono da tre fonti distinte:

- Uso e copertura del suolo (Carta della utilizzazione del suolo d’Italia, scala 1:200.000) prodotta dal Touring Club Italiano nel periodo 1956-60.
- Uso e copertura del suolo prodotte dal progetto Corine Land Cover, relativamente agli anni 2000 e 2006 (si potranno includere tutte le altre date disponibili nell’ambito di questa stessa applicazione).
- Urbanizzazione (percentuale di impermeabilizzazione o *imperviousness*) su base raster di ISPRA per gli anni 2006 e 2009 alla risoluzione spaziale di 20 metri (future versioni di questi layer saranno disponibili fino a 5 metri di risoluzione).

I layer Corine ed il layer Touring sono stati rasterizzati in immagini a 8 bit ad una risoluzione spaziale di 100 metri allo scopo di consentire i calcoli su base matriciale.

L’applicativo web è strutturato in modo tale che i confronti basati sui soli layer Corine possono essere eseguiti ai tre diversi livelli di dettaglio della legenda Corine (dunque con diverso numero di classi di uso/copertura del suolo), mentre per consentire i confronti con il layer Touring Club Italiano la legenda Corine di massimo dettaglio è stata omogeneizzata con quella del Touring. Per quanto concerne i layer *imperviousness*, essi sono stati binarizzati (immagini a 4 bit) nelle due classi urbano e rurale applicando una soglia del 30% al livello di *imperviousness* per classificare la classe urbano.

In aggiunta a quanto tipicamente disponibile con la duplice infrastruttura GeoServer e MapStore, sono stati sviluppati codici ad hoc sia lato client che lato server in grado di supportare le diverse funzioni disponibili. Ad esempio dal lato client abbiamo lo strumento per la definizione della regione di interesse (ROI, Region Of Interest) da dare in input ad uno qualsiasi degli indici di consumo di suolo implementati. La definizione

della ROI consente diversi metodi incluso la selezione multipla di unità amministrative a qualsivoglia livello gerarchico (comuni, province, regioni). Un altro esempio è dato dalla disponibilità di diversi tipi di grafici che all'occorrenza sono generati per visualizzare i risultati dei calcoli sottomessi dall'utente. Ancora, abbiamo il workspace dei processi in cui sono visualizzati tutti i processi lanciati dagli utenti, che possono essere in esecuzione (“running”) oppure completati (“completed”).

Dal lato server, tra gli altri, sono state sviluppate funzioni scritte in Java per effettuare le dovute computazioni necessarie a calcolare gli indicatori di consumo di suolo.

Per alcuni indicatori, i calcoli sono molto onerosi in quanto eseguiti su grid ad alta risoluzione. Ad esempio, il calcolo della frammentazione è lanciato sui layer di *imperviousness* ad una risoluzione di 20 metri, per cui anche in presenza di una ROI dalle dimensioni non eccessive è comunque richiesto un tempo di calcolo non gestibile in una sessione di lavoro dell'utente con risposte real-time o quasi real-time. Per questa ragione, ma anche per gestire ROI multi-dominio e la multi-utenza, alcuni indici sono stati implementati anche con tecniche HPC (High Performance Computing) basate per lo più su calcolo parallelo su scheda grafica (GPU computing) mediante la piattaforma di elaborazione in parallelo di NVIDIA chiamata CUDA (Compute Unified Device Architecture).

Risultati e discussione

La piattaforma SS-GCI vede la stretta interazione tra (i) dati, (ii) modelli per ottenere indicatori di consumo di suolo e (iii) l'interfaccia grafica per gli utenti.

La tipologia di dati utilizzati – e puntualizzata nei materiali e metodi – è focalizzata a fornire risposte ad una serie di interrogazioni riguardanti il consumo di suolo a scala nazionale, il suo impatto o le variazioni dell'uso del suolo (anche dal punto di vista delle coltivazioni) tra date diverse. Tutti questi temi sono di interesse per una buona pianificazione urbanistica. Le diverse risoluzioni spaziali e temporali dei dati richiedono una particolare cura nell'interpretazione degli stessi.

I calcoli impiegati per ottenere degli indicatori finalizzati all'analisi del consumo di suolo sono stati selezionati in modo da produrre una serie di indici particolarmente importanti per la pianificazione territoriale. Si rimanda al lavoro di Langella *et al.* (2015) per una descrizione della struttura del portale SS-GCI ed in tabella 1 si riporta la lista di indici che sono stati selezionati nel sistema SS-GCI per realizzare la contabilità del consumo di suolo.

Preme evidenziare una peculiare differenza tra le due basi di dati presenti in archivio. I layer Corine Land Cover consentono indagini su più classi di uso e copertura del suolo ma ad una risoluzione spaziale relativamente più grossolana (100 metri); viceversa i layer di impermeabilizzazione aggregano l'informazione dell'uso del suolo nelle due classi urbanizzato e non urbanizzato ma consentono un dettaglio spaziale elevato (20 metri) ed un'accuratezza decisamente maggiore dei layer Corine.

Le applicazioni del sistema sono molteplici ma tutte partono dalla selezione di un'area di interesse (ROI). A titolo di esempio si riporta in figura 1 una ROI a geometria di-

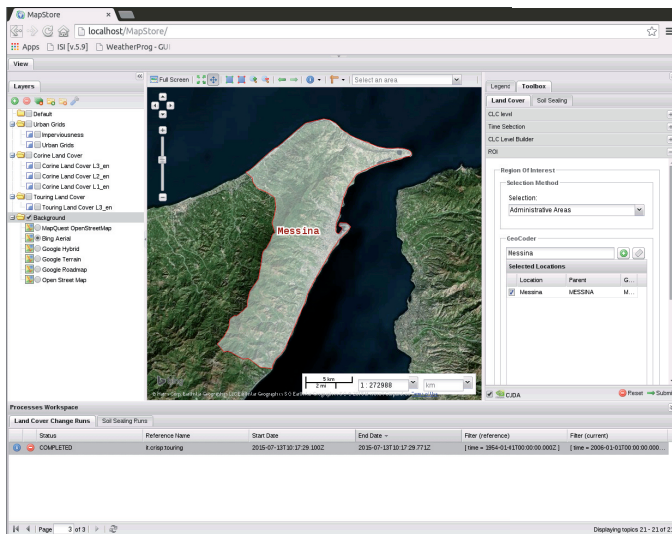
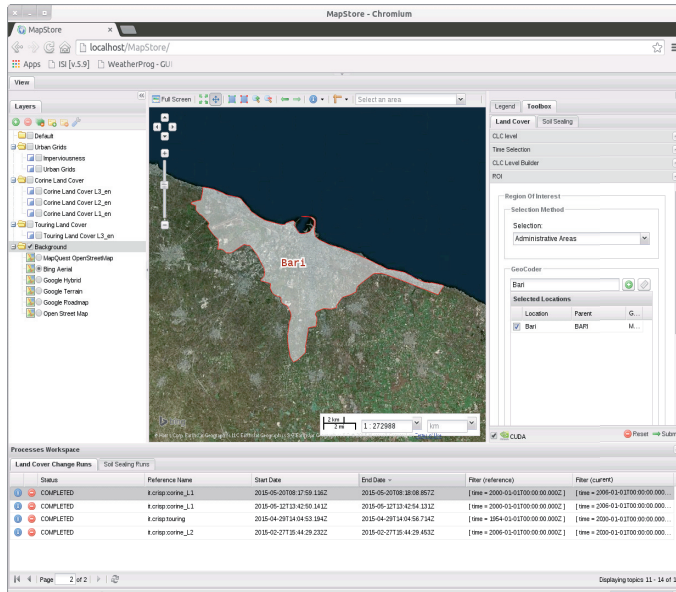
sgiuanta (ossia caratterizzata da poligoni non adiacenti) data dai comuni di Bari, Messina e Reggio di Calabria. La lista di unità amministrative incluse nella ROI può essere costruita utilizzando un qualsiasi livello amministrativo (ossia comune, provincia, regione) ed una qualsiasi composizione di unità amministrative (anche miste, come per esempio un comune e la provincia in cui esso insiste). Lo scopo di avere un compositore di ROI molto flessibile sull'interfaccia utente – che prevede oltre all'uso di unità amministrative anche metodi più tradizionali come la definizione di un rettangolo, un cerchio, un buffer o un disegno a mano libera) – è quello di consentire interrogazioni contemporanee in contesti spaziali differenti a scopo comparativo.

Su questa falsariga verranno di seguito illustrati alcuni indicatori di consumo di suolo congiuntamente ad un confronto tra i comuni di Bari, Messina e Reggio di Calabria. Il sistema prevede il calcolo delle matrici di cambio di uso del suolo che prende in input una certa legenda di uso del suolo (Corine o Touring) ad un certo livello di dettaglio (solo per il Corine, abbiamo i tre livelli standard L1, L2 e L3) e mette a confronto su base pixel la consistenza di uso e copertura del suolo in due anni selezionati a piacere.

Tabella 1 – Indici di consumo di suolo e loro calcolo implementati nella piattaforma SS-GCI.

Base dati	(No.) Indicatore	Descrizione sintetica del calcolo dell'indicatore
Calcoli effettuati con i layer di uso e copertura del suolo (Corine Land Cover) [100x100 metri]	(1) Coefficiente di copertura	Percentuale della superficie impegnata dalle classi di uso/ copertura del suolo.
	(2) Tasso di variazione	Rapporto tra la variazione di superficie della classe tra due anni selezionati e l'ammontare della superficie della classe all'anno antecedente, per tutte le classi della legenda.
	(3) Consumo marginale di suolo	Rapporto tra la variazione complessiva delle classi "urbanizzate" e la variazione della popolazione, tra due anni selezionati.
	(4) Sprawl urbano	Rapporto tra il tasso di variazione complessiva delle classi "urbanizzate" ed il tasso di variazione della popolazione, tra due anni selezionati.
Calcoli effettuati utilizzando i layer di impermeabilizzazione (o <i>imperviousness</i>) [20x20 metri]	(5) Sprawl urbano	Rapporto tra la superficie urbana discontinua e la superficie urbana totale.
	(6) Densità dei margini urbani	Rapporto tra la somma dei perimetri delle aree costruite e la superficie comunale.
	7) Diffusione urbana	Superficie urbanizzata. Superficie del poligono di massima estensione. Superficie media dei poligoni escluso quello di massima estensione.
	(8) Frammentazione	Rurale o urbana, essa computa l'impatto standardizzato dell'altra classe entro un raggio definito dall'utente.
	(9) Consumo di suolo	Rapporto tra la variazione di superficie urbanizzata tra due anni selezionati e l'ammontare della superficie urbanizzata all'anno antecedente
	(10) Approvvigionamento alimentare perso	Trasforma il precedente indice in una stima della perdita di capacità potenziale di approvvigionamento alimentare (un servizio del suolo).

Come evidenziato in figura 2 la matrice restituita dal sistema è dinamica; quindi, è possibile selezionare una riga (nella convenzione del sistema SS-GCI rappresenta i cambi che la classe iesima ha subito passando dall'anno di riferimento a quello configurato come corrente) o una colonna (ossia la classe iesima presente nel layer corrente da quali classi era costituita nell'anno di riferimento) per estrarre in un grafico a torta le informazioni relative al cambio verificatosi secondo quella direzione temporale. In figura 3 si riporta il risultato dell'interrogazione della colonna *superfici artificiali* nei tre comuni selezionati.



SUOLI di QUALITÀ per una VITA di QUALITÀ

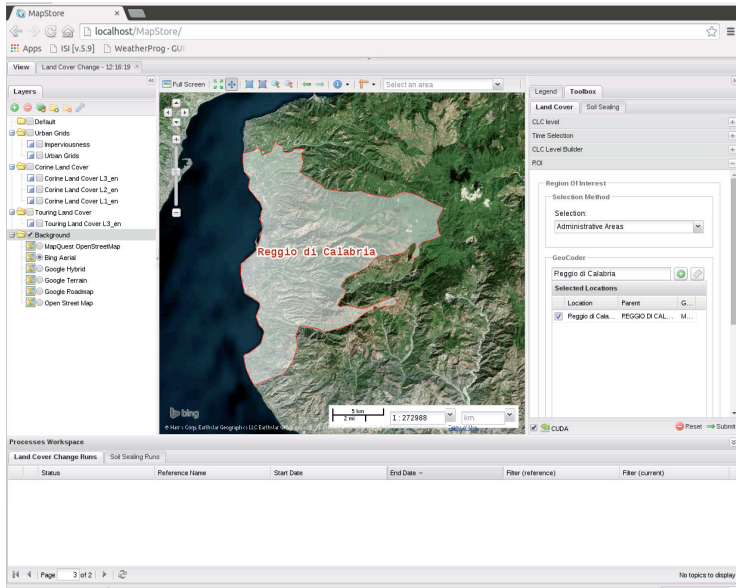


Figura 1 – Definizione della ROI a geometria disgiunta con tre comuni del sud Italia.

Change Matrix	Scatter Chart	Natural grassla...	Sparsely veget...	Artificial surfaces	Forests	Water bodies	Fruit trees and ...	Olive groves	Pastures	Rice fields	Non-irrigated ar...	Perm...
1954 / 2006	[Sum]											
[Sum]	23749	1085	310	2027	3148	0	972	1428	74	0	664	0
Natural grassla...	5949	442	131	9	3	0	84	334	39	0	156	0
Sparsely veget...	64	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Artificial surfaces	521	0	7	384	18	0	47	0	0	0	0	0
Forests	4019	118	9	0	3426	0	0	118	21	0	96	0
Water bodies	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Fruit trees and ...	3691	0	35	1303	100	0	599	60	0	0	0	0
Olive groves	2252	127	26	1	698	0	55	284	14	0	11	0
Pastures	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rice fields	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Non-irrigated ar...	1705	75	0	5	730	0	11	8	0	0	400	0
Permanently irri...	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Complex cultiva...	3848	297	102	259	975	0	119	400	0	0	1	0
Vineyards	1700	26	0	65	1	0	57	224	0	0	0	0

Figura 2 – Esempio di matrice dinamica di cambio di uso del suolo, con particolare di interrogazione di una colonna.

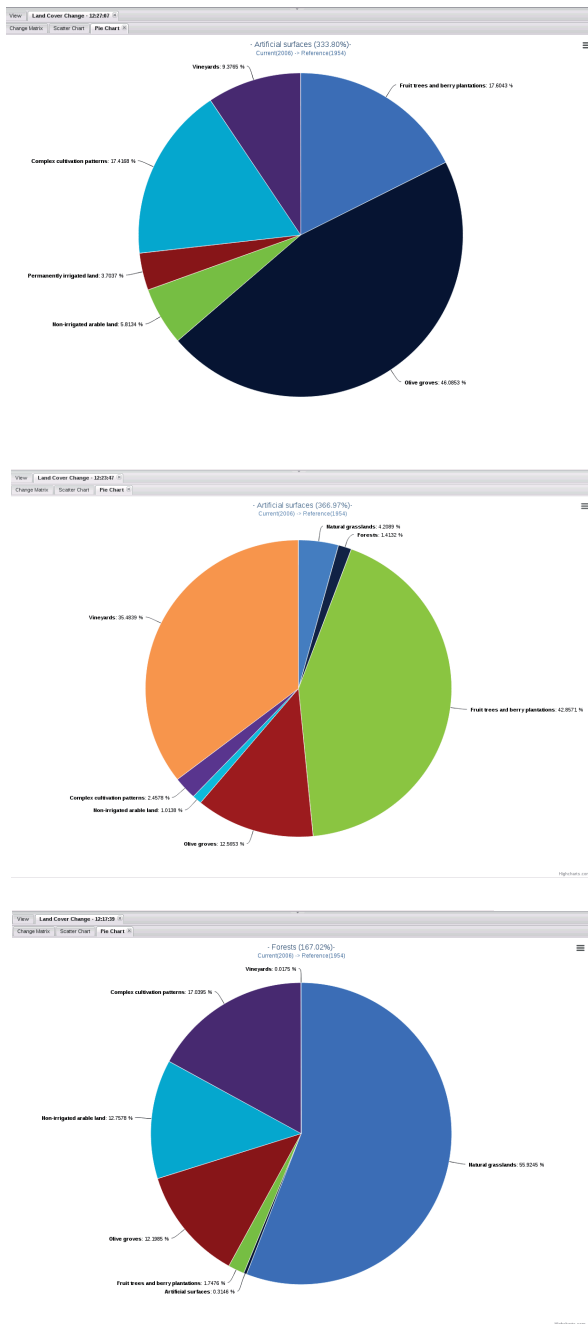
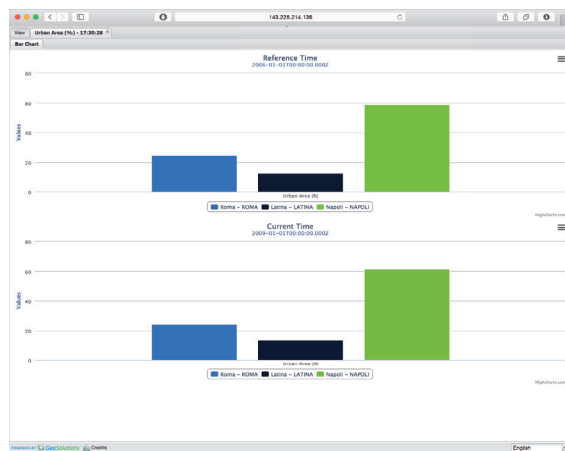
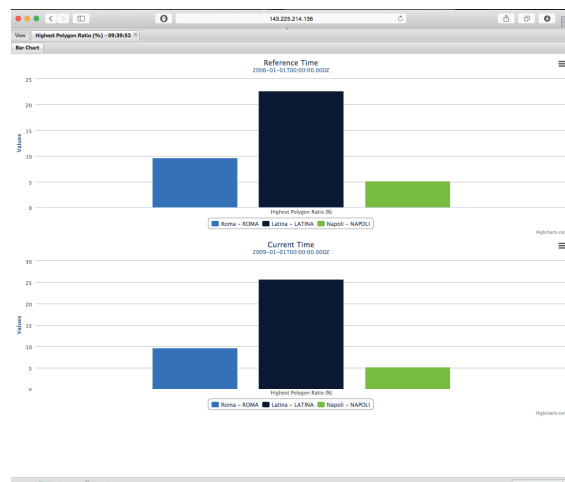


Figura 3 – Cambi di uso e copertura per la classe superfici artificiali tra il 1954 ed il 2006 nei tre comuni ottenuti dalle rispettive matrici dinamiche di cambio (interrogazione per colonna in figura 2).

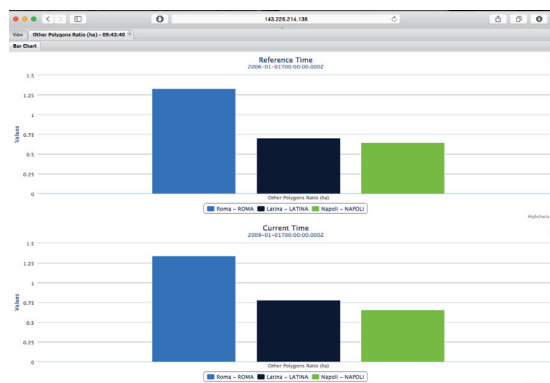
Un altro esempio di funzionalità dell'applicazione web SS-GCI è riportato in Figura 4. In essa si evidenzia un confronto sulla diffusione urbana (indice No. 7, Tabella 1) tra 3 provincie dell'Italia centro-meridionale (Roma nella barra a sinistra, Latina nella barra al centro e Napoli nella barra a destra) e contestualmente la sua evoluzione nel tempo (sopra il 2006 e sotto il 2009). Il modello e la tipologia di diffusione urbana possono essere desunti dai 3 sotto-indici disponibili: la superficie urbanizzata (Figura 4a), la superficie del poligono di massima estensione (Figura 4b) e la superficie media di tutti i poligoni escluso quello di massima estensione (Figura 4c). La provincia di Napoli presenta la maggiore incidenza di superficie urbanizzata tra le provincie selezionate nella ROI (circa 3 volte quella di Roma e 4 volte quella di Latina) ma con un processo di urbanizzazione che ha intaccato per lo più le zone periferiche, denunciato da un valore relativamente molto basso della superficie del poligono di massima estensione.



(a) Superficie urbanizzata



(b) Poligono di massima estensione



(c) Altri poligoni

Figura 4 – Indice No. 7 di dispersione urbana comparativa in tre province: Roma, Latina e Napoli. I tre sotto-indici di dispersione urbana permettono di discriminare i diversi modelli di diffusione urbana.

La provincia di Roma presenta una bassa incidenza di impermeabilizzazione, ma a differenza della provincia di Napoli presenta più nuclei di urbanizzazione come evidenziato da un'alta superficie media dei poligoni escluso quello di massima estensione. Latina evidenzia un modello distributivo di urbanizzazione ancora differente dalle altre due province, in cui il corpo centrale è molto grosso (elevata superficie del poligono di massima estensione) con lieve e diffusa impermeabilizzazione a carico delle periferie.

Conclusioni

Mitigare il consumo di suolo tramite una buona pianificazione del territorio è un obiettivo molto virtuoso ma è anche una delle massime sfide del mondo moderno. Il solo accesso ad informazioni – pur cruciali – riguardanti ad esempio i comparti agricolo, selvicolturale, ambientale ed urbanistico non è sufficiente per affrontare la complessità di questa sfida.

In questo lavoro si dimostra che se tutti questi dati sono inclusi in un sistema integrato come quello SS-GCI, allora è davvero possibile sostenere migliori decisioni e pratiche che conducono ad una mitigazione del consumo di suolo. A questo proposito, l'applicazione web proposta – liberamente accessibile tramite un qualsiasi browser di internet e senza la necessità di installare alcun applicativo sul computer locale – vuole dimostrare che questo approccio è fattibile. Il sistema può essere utilizzato per qualunque area del territorio nazionale, seppur in una forma prototipale. Inoltre può essere visto come uno strumento “trasparente” per redigere report in grado di fotografare l'evoluzione dei processi di consumo di suolo e di degrado delle funzioni da esso svolte.

BIBLIOGRAFIA

- Artmann, M., 2014. *Assessment of Soil Sealing Management Responses, Strategies, and Targets Toward Ecologically Sustainable Urban Land Use Management*. *Ambio* 43, 530-541.
- Barbero-Sierra, C., Marques, M., Ruíz-Pérez, M., 2013. *The case of urban sprawl in Spain as an active and irreversible driving force for desertification*. *Journal of Arid Environments* 90, 95-102.
- Langella, G., Basile, A., Giannecchini, S., Iamarino, M., Munafò, M., Terribile, F., 2015. *Sviluppo di uno strumento innovativo per la valutazione del consumo di suolo a scala nazionale*. In “*Recuperiamo Terreno*”, Milano, 6 maggio 2015, ISBN: 978-88-448-0710-8.

L'influenza del suolo nell'irrigazione in serra. Risultati del progetto SEGIS – Sistema Esperto per la gestione dell'irrigazione in Serra

**Eugenia Monaco¹, Roberto De Mascellis¹, Riccardi Maria¹, Vincenzo Magliulo¹,
Angelo Basile¹, Guido D'Urso², Anna Tedeschi¹**

¹ Istituto per i Sistemi Agricoli e Forestali del Mediterraneo (ISAFOM- CNR)

² Dipartimento Agraria, Università degli Studi di Napoli "Federico II"

* eugenia.monaco@isafom.cnr.it

Introduzione

Nei paesi del Mediterraneo, la corretta gestione delle risorse idriche è importante per la conservazione dei sistemi produttivi attualmente presenti sul territorio. La possibilità di gestire la risorsa suolo, all'interno di aziende serricole specializzate, può essere una strategia sia per il mantenimento degli attuali sistemi produttivi che per la conservazione del suolo in quanto tale. L'Italia è tra i paesi europei che maggiormente fanno ricorso all'irrigazione. È seconda in termini di superficie irrigata solo alla Spagna con più di 2,4 milioni di ettari (la Spagna ne irriga circa 3 milioni) e quarta in termini di incidenza della superficie irrigata sulla SAU con circa il 19 per cento, dopo Malta, Cipro e la Grecia (Istat 2010).

Nella regione Campania le colture protette (serre e tunnel) hanno una considerevole importanza economica sia per la loro estensione in termini di superficie che per la loro produzione in termini di resa. La produzione agricola in serra è strettamente legata alle condizioni micro-climatiche e alle caratteristiche fisiche e agronomiche del sistema suolo-cultura. Le colture protette hanno un alto livello di tecnologia rispetto agli altri sistemi di produzione, ma la gestione dell'irrigazione è ancora eseguita secondo criteri empirici, non andando a considerare le dinamiche del movimento di acqua all'interno del sistema suolo, che gioca un ruolo determinante nella programmazione dell'intervento irriguo.

La gestione razionale dell'irrigazione richiede dunque un adeguato controllo di parametri climatici (temperatura, umidità, vento) e input agronomici (irrigazione, concimazione). Tutti questi fattori devono essere monitorati al fine di individuare il momento per l'intervento irriguo.

La conoscenza della disponibilità di umidità del suolo, durante le fasi critiche di crescita delle piante, non solo ottimizza l'efficienza dei processi metabolici ma aumenta anche l'efficacia dell'irrigazione. Al contrario, un certo grado di stress idrico, può produrre effetti deleteri sulla crescita e successivamente sulla resa (Saif *et al.*, 2003). La riduzione lineare del volume irriguo, altera le funzionalità fisiologiche della pianta, portando come conseguenze la riduzione della superficie fogliare ed il numero di foglie, e, infine, riduce la crescita delle piante e quindi la resa.

Nei sistemi serricoli esistono diversi sistemi di gestione dell'irrigazione, in gran parte studiati e utilizzati solo a livello sperimentale, in quanto sono costosi e difficili da utiliz-

zare a scala aziendale. Questo è il caso, ad esempio, dei sistemi basati sulle misure dello stato idrico della pianta. Tali sistemi risultano essere costosi e difficilmente applicabili a scala aziendale, in quanto non consentono immediati automatismi. In più, non è detto che cambiamenti nello status idrico della pianta siano indicativi della disponibilità idrica del suolo nella zona radicale delle piante.

Un approccio più completo, è quello di basare l'irrigazione su misure del contenuto idrico del suolo. Questo approccio ha il vantaggio di essere relativamente facile da automatizzare (Van Iersel *et al.*, 2013). Lo stato idrico del suolo può essere definito come il contenuto idrico volumetrico del suolo o esprimerlo come potenziale matriciale. Il contenuto idrico del suolo può essere determinato attraverso sensori che misurano la quantità di acqua nel terreno (nuova generazione di sensori a basso costo generalmente danno misure di contenuto volumetrico), mentre i sensori che misurano il potenziale matriciale danno una misura di quanto sia facile per le piante estrarre acqua dal terreno. Misure dirette del potenziale idrico del suolo vengono generalmente eseguite attraverso tensiometri, mentre misure indirette possono essere fatte con psicrometri, blocchi di gesso (Young e Sisson, 2002; Durner, 2006).

Lo scopo di questo lavoro è stato quello di implementare un sistema di supporto alle decisioni aziendali per la gestione dell'irrigazione in serra. Tale sistema – SEGIS – Sistema Esperto per la Gestione dell'Irrigazione in Serra, è basato su un controllo intelligente degli impianti irrigui, attraverso l'osservazione dei parametri agro-ambientali mediante una rete di sensori wireless e sull'analisi in tempo reale mediante modelli per la stima dell'evapotraspirazione e per il bilancio idrologico del sistema suolo-pianta-atmosfera in serra. L'ottimizzazione dell'intervento irriguo, inteso come volume erogato e momento per l'erogazione, è stato ottenuto attraverso l'applicazione di un bilancio idrologico del sistema suolo-pianta atmosfera. La stima del bilancio si è ottenuta grazie ai dati acquisiti da una rete di sensori wireless installati in serra che hanno monitorato i parametri necessari all'elaborazione del bilancio.

Lo studio è stato condotto in un'azienda serricola vocata alla produzione di insalatine e rucola di quarta gamma. L'azienda è ubicata nella provincia di Salerno, ha un'estensione di 6 ettari, divisa in 7 lotti irrigui, tutti dotati di impianti di irrigazione per nebulizzazione.

Materiali e metodi

La procedura messa a punto prevede tre steps:

1. studio dei suoli aziendali;
2. installazione dei sensori funzionamento e acquisizione;
3. utilizzo dati nel modello di simulazione (Hydrus 1D) per la definizione del consiglio irriguo in base al suolo.

La prima fase del lavoro ha riguardato uno studio preliminare dei suoli dell'azienda, al fine di identificare la variabilità spaziale dei suoli e identificare sulla base di tale risultato,

i punti da selezionare per l'installazione delle sonde ed il monitoraggio dei parametri. Infine, per due suoli ritenuti rappresentativi dell'intera azienda, sono state determinate le proprietà idrauliche.

Per ciascun lotto, sono state effettuate due trivellate a mano, verificando le caratteristiche pedologiche e fisiche.

L'attività di campionamento dei suoli ha messo in evidenza una sostanziale omogeneità dei suoli aziendali. Si tratta di suoli profondi, non calcarei, derivanti dall'alterazione di materiali alluvionali e colluviali fini, spesso costituiti da depositi cineritici. Sulla base delle osservazioni di campo e delle delineazioni degli orizzonti pedologici riconosciuti, sono stati selezionati due punti (T_2 e T_{11} vedi Figura 1) di campionamento che, seppur molto simili tra loro, presentavano peculiarità pedologiche leggermente diverse. In particolare il punto T_{11} è caratterizzato dalla presenza di materiale di origine vulcanica (piccole pomici alterate) e la presenza di piccole concrezioni ferro-manganesifere negli orizzonti più profondi.

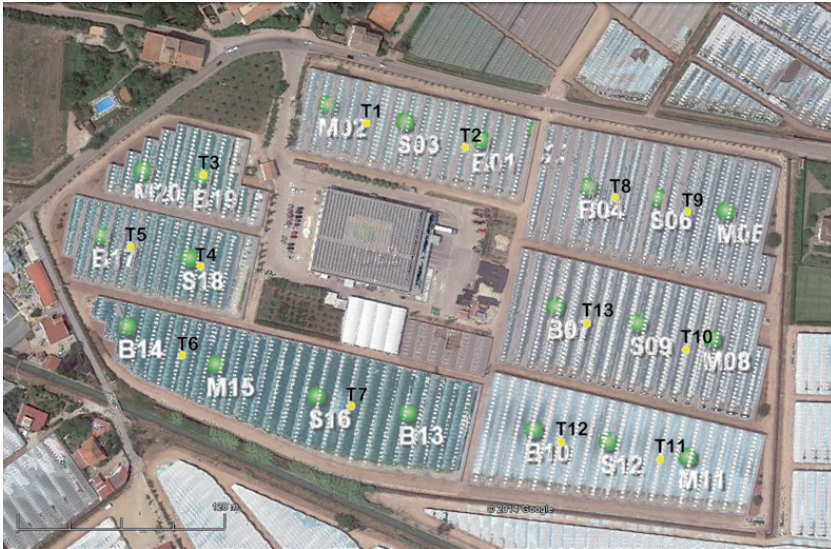


Figura 1 – Immagine dall'alto dei nodi installati in azienda (con i punti verdi: B, S, M) e dei punti trivellati (punti gialli: T).

Le analisi granulometriche sono state eseguite con granulometro laser (Mastersizer 2000- Malvern). I suoli, riferendosi ai primi due orizzonti interessati dalle radici (0-20 e 20-45 cm) appartengono alla classe granulometrica mediamente Limoso.

Le analisi sulle proprietà idrologiche sono state eseguite in laboratorio con il metodo Wind (Tamari *et al.*, 1993). Le osservazioni di campo hanno portato ad associare le aree aziendali dei lotti definiti dai numeri 3 e 4 alla tipologia di suolo del punto T_{11} , mentre nei restanti lotti sono presenti suoli assimilabili a quello del punto T_2 .

Dopo l'analisi preliminare dei suoli, per ciascun lotto sono stati installati i sensori FDR wireless Decagon, 5TE e 10HS a tre profondità (5-15-25 cm), tali sensori registrano in

tempo reale i dati di contenuto volumetrico d'acqua, conducibilità e temperatura. Al fine di ottimizzare l'accuratezza delle misure dei contenuti d'acqua effettuate dal sistema di monitoraggio, sono state effettuate le calibrazioni delle sonde. Le calibrazioni delle sonde, accuratamente eseguite in laboratorio, sono state fatte attraverso due campioni di suolo indisturbato prelevati nell'azienda.

In figura 1 lo schema dei nodi installati e dei punti trivellati in azienda a seguito dell'indagine sulla variabilità spaziale dei suoli. I nodi installati si dividono in nodo Base (sensore a due profondità 5 e 15 cm), nodo Medio (tre profondità 5-15-25 cm) e nodo Star (3 profondità 5-15-25 cm e in più le variabili meteo T, Rh, Rs). Per ogni nodo poi, è stato previsto un data logger wireless che acquisisce le misurazioni dei sensori trasferendole ad un sistema di elaborazione centralizzato.

Il sistema di funzionamento e acquisizione dati è schematizzato nella figura 2. I nodi sensori trasmettono a un gateway che raccoglie i dati e li rende disponibile in diverse modalità (via cavo, Wi-Fi oppure 3G). Dati acquisiti, possono essere visualizzati e scaricati in tempo reale dal sito www.progettosegis.it previa autenticazione.

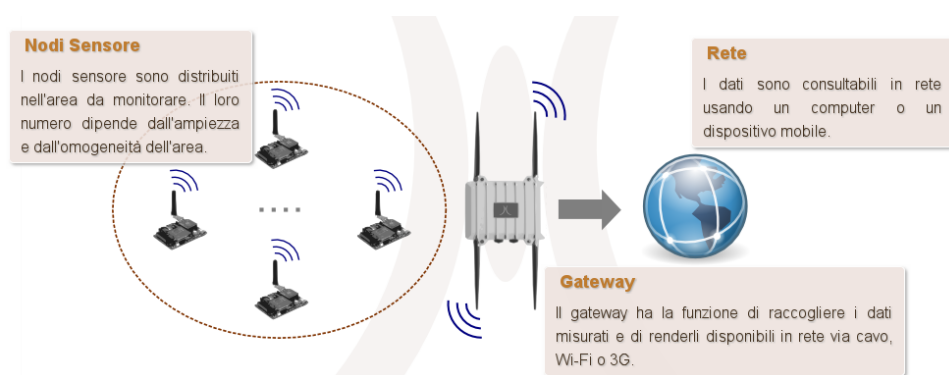


Figura 2 – Schema di funzionamento della rete di sensori.

I dati acquisiti in tempo reale, relativi al contenuto idrico volumetrico del suolo (Volumetric Water Content, VWC), assieme ai dati biometrici misurati in campo, Leaf Area Index (LAI) e di profondità radicale (RD), sono stati utilizzati per determinare il bilancio idrico attraverso l'uso del modello fisicamente basato Hydrus1D. Il modello Hydrus 1D risolve l'equazione di Richards' nella zona del non saturo, simulando il movimento dell'acqua e dei soluti nel suolo.

Il modello è stato calibrato e validato con i dati del contenuto idrico relativi al ciclo colturale della rucola nei Lotti 1 e 4.

Risultati e discussione

Le simulazioni sono state eseguite sui Lotti 1 e 4 di cui si sono descritte le proprietà idrologiche. Per questi due lotti le simulazioni sono state fatte per la rucola da sfalcio nel periodo che va da Gennaio a Marzo. Contestualmente è stato analizzato anche il periodo estivo. Qui si riportano i risultati relativi al periodo invernale.

In figura 3, è riportata la calibrazione del modello, per il lotto 1 per tutte e tre le profondità.

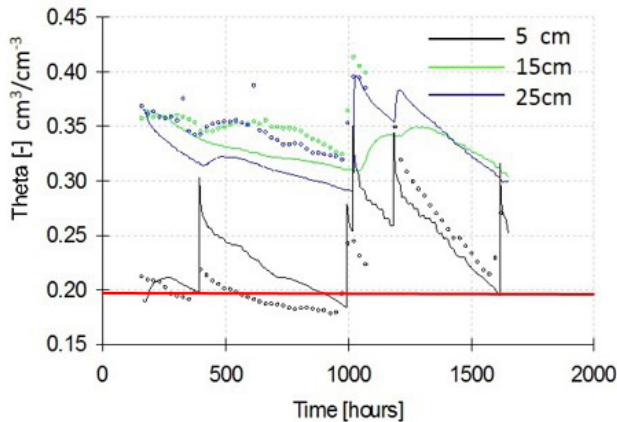


Figura 3 – Calibrazione del modello per il Lotto 1 nelle tre profondità, la linea rossa indica la threshold per l'irrigazione

Come si evince dalla calibrazione (figura 3) il modello Hydrus 1D è stato in grado di descrivere al meglio il movimento d'acqua lungo il profilo, soprattutto nello strato di 5 cm, che è lo strato dove avviene la maggiore dinamica dell'acqua, almeno per una specie come la rucola in serra, dove l'apparato radicale non supera i 10 cm.

La calibrazione, unita al monitoraggio in campo delle sonde, è stata utilizzata anche per determinare la soglia di intervento per l'irrigazione. In particolare è stato definito il valore di $\theta=0,20 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ per la determinazione dello start irriguo, tale valore, monitorato costantemente in azienda, grazie alle sonde infisse nel suolo, ha determinato il valore soglia al di sotto del quale si deve intervenire con l'irrigazione. Lo stop dell'irrigazione avveniva quando la stessa sonda indicava un contenuto idrico volumetrico prossimo alla soglia prefissata intorno a $\theta=28 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$.

Al termine dei monitoraggi e della sperimentazione applicativa, è stata fatta una verifica su come aveva impattato il cambio di gestione irrigua in termini di volumi irrigui totali erogati in due annate prese ad esame. Ciò è stato possibile grazie alla gestione agronomica dell'azienda, infatti sui lotti 6 e 7 è stata coltivata la stessa varietà di rucola nel 2014 e nel 2015 e seminata nello stesso giorno in entrambi gli anni. Si riporta un confronto,

per il solo Lotto 6 tra la gestione irrigua tradizionale “Gestione Aziendale 2014” e la nuova “Gestione Segis 2015”, basata cioè sul monitoraggio delle sonde superficiali a 5 cm. La figura 4 mostra, per il 2014 e il 2015, i singoli volumi irrigui erogati in *mm* a diversi giorni dopo la semina ed i volumi irrigui totali in $m^3 ha^{-1}$ alla data del primo sfalcio, che in genere è il più produttivo.

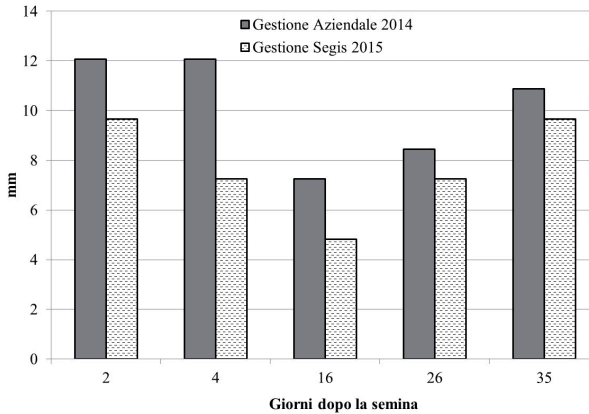


Figura 4 – Volume irriguo in (mm) erogato nelle due gestioni nel 2014 e 2015 Lotto 6.

Nel 2015 si è avuto un risparmio idrico del 24% circa. Questo risparmio può essere attribuito alla nuova gestione irrigua che ha utilizzato il sistema SEGIS. Infatti, la differenza di 1.8 °C della temperatura media tra i due anni nella finestra temporale esaminata, non può giustificare la differenza rilevata nei consumi irrigui.

La resa di prodotto fresco (figura 5b) per ettaro del 2015 ($60.0 q ha^{-1}$) è risultata dell'8% inferiore a quella del 2014 ($65.6 q ha^{-1}$) ma l'efficienza di uso dell'acqua è stata più alta (0.155 contro 0.129 q di prodotto fresco per m^3 di acqua erogata, cioè Water Use Efficiency WUE).

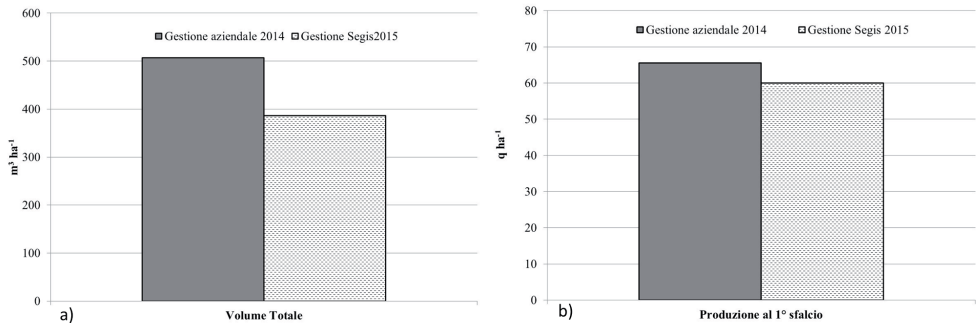


Figura 5 – a) Volume irriguo totale in ($m^3 ha^{-1}$) b) produzioni ($q ha^{-1}$) al primo sfalcio nelle due gestioni.

Conclusioni

Il sistema Segis ha permesso un monitoraggio continuo ed in tempo reale del contenuto di umidità del suolo.

Attraverso l'uso del modello di simulazione fisicamente basato è stato possibile definire per ciascun lotto, il momento e il volume d'acqua da erogare.

Il confronto tra la gestione ordinaria dell'azienda e la gestione a mezzo di SEGIS ha portato ad una riduzione del 24% del consumo idrico rispetto alla gestione aziendale. Con questa riduzione di volume idrico, la perdita di prodotto è stata di circa l'8%. La riduzione di volume irriguo in termini di efficienza d'uso dell'acqua (WUE) ha determinato un leggero incremento della WUE sulla gestione SEGIS.

Ringraziamenti

Il presente lavoro è stato finanziato dalla Regione Campania, Assessorato all'Agricoltura, Programma di Sviluppo Rurale della Campania (PSR) – Cooperazione per lo sviluppo di nuovi prodotti, processi e tecnologie nei settori agricolo e alimentare e settore forestale – “Health Chek” Misura 124.

Si ringraziano la società Ariespaces spin-off dell'Università degli Studi di Napoli Federico II, l'azienda “I PINI”, la Coop. TAURUS, e lo studio Maniola per la collaborazione.

REFERENCES

- Durner, W., Or, D., 2006. *Soil water potential measurement*. Encyclopedia of Hydrological Sciences.
- EU Water Saving Potential, 2007. http://ec.europa.eu/environment/water/quantity/pdf/water_saving_1.pdf
- Istat, 2010. *Utilizzo della risorsa idrica a fini irrigui in agricoltura*. 6° Censimento Generale dell'Agricoltura.
- Saif, U., Maqsood, M., Farooq, M., Hussain, S. and Habib, A., 2003. *Effect of planting patterns and different irrigation levels on yield and yield component of maize (Zea mays L.)*. International Journal of Agriculture and Biology, 1, 64-66.
- Tamari, S., Bruckler, L., Halbertsma, J., Chadoeuf, J., 1993. *A simple method for determining soil hydraulic properties in the laboratory*. Soil Sci. Soc. Am. J. 57, 642-651.
- Van Iersel, M. W., Chappell, M., Lea-Cox, J.D., 2013. *Sensors for improved efficiency of irrigation in greenhouse and nursery production*. HortTechnology, 23, 735-746.
- Young, M.H., Sisson, J.B., 2002. *Tensiometry*. In *Methods of soil analysis*, Part 4, Physical Methods, Dane JH, Topp GC (Eds.), SSSA Book Series No. 5, Soil Science Society of America: Madison: 575-608.

Soil functionality assessment in degraded plots of vineyards

Simone Priori¹, Alessandra Lagomarsino¹, Alessandro E. Agnelli¹, Giuseppe Valboa¹, Maurizio Castaldini¹, Sergio Pellegrini¹, Sauro Simoni¹, Lorenzo D'Avino¹, Elena Gagnarli¹, Silvia Guidi¹, Donatella Goggioli¹, Silvia Landi¹, Giada D'Errico¹, Rita Perria², Sergio Puccioni², Marco Leprini², Alessandra Zombardo², Paolo Storchi², Edoardo A.C. Costantini¹

¹ CREA-ABP, Centro di Ricerca per l'Agrobiologia e la Pedologia, Firenze

² CREA-VIC, Unità di ricerca per la viticoltura, Arezzo

* simone.priori@crea.gov.it

Introduction

Land transformation to adapt fields to mechanization in perennial crop farming is a common practice which includes land levelling, deep ploughing, stone-breakage and clearing, application of fertilizers and amendments. Manipulation of the natural soil profile along its entire depth can severely disturb the naturally existing chemical, physical, biological and hydrological equilibrium (Costantini and Barbetti, 2008; Costantini *et al.*, 2013). The most common effects of the land transformation are mixing of soil horizons and soil truncation, which result in reduction of soil depth and available water, organic matter depletion, enrichment of calcium carbonate content in the top-soil, imbalance of some element ratio, and decline in the activity and diversity of soil biological communities involved in nutrient cycles. A decline in the capacity of soil to accommodate the soil-dwelling organisms causes a strong impact on several ecosystem services, in particular, the growth of the vine, the quality and quantity of the grapes, the production costs and the risk of erosion.

These negative effects of a pre-planting mismanagement can occur simultaneously and interact to decrease soil fertility and grapevine performance (Lanyon *et al.*, 2004; Tagliavini and Rombolà, 2001; Martínez-Casasnovas and Ramos, 2009).

Since soil spatial variability is usually high, soil manipulations frequently result into reduced soil functionality and decline of soil ecosystem services in defined plots of the vineyards. Sometimes soil degradation in these areas is very high and compromises not only vine performance and crop yield, but also disease resistance of plants to diseases and their survival. The impact of improper soil manipulations in vineyards may be of particular concern, because vineyards are frequently located on marginal hillsides, which are sensitive to soil erosion and characterized by shallow soil depth (Ramos, 2006).

This paper wants to show the assessment of soil functionality in degraded areas within two farms in Tuscany. This work reports the results of the first activities in Italian sites of the ReSolVe Core-organic+ project, aimed at restoring optimal Soil functionality in degraded areas within organic European vineyards.

Materials and methods

Italian experimental sites are situated in two commercial farms in Tuscany (Figure 1): i) Fontodi, Panzano in Chianti (FI) and ii) San Disdagio, Roccastrada (GR). Both sites show a Mediterranean suboceanic climate, with long term mean temperatures around 13.5 °C, annual rainfall about 880 mm, and a potential summer water deficit around 160 mm. In each farm, three plots (250 m² each) of degraded plots and three relative non-degraded control plots were selected. Delineation of degraded areas was carried out following the indication of the farmer and a soil proximal sensing method, namely passive gamma-ray spectroscopy. The gamma-ray spectrometer measures on-the-go natural gamma-emissions from the radioactive elements or radionuclides of the soils and rocks. Although gamma-ray spectroscopy has been used for years in mineral exploration, in the last decade the method has been successfully used for digital soil mapping (Viscarra Rossell *et al.*, 2007; Dierke and Werban, 2013; Priori *et al.*, 2014). This technique can map the soil spatial variability of several features (clay, carbonates, stoniness, and compaction) in the topsoil (0-30 cm). The experimental plots have been studied through: i) soil profile description and analysis; ii) topsoil sampling for organic matter, enzymes, and microbiology (bacteria, nematodes and microarthropods) analysis; iii) grapevine water stress; and iv) grape yield and quality.

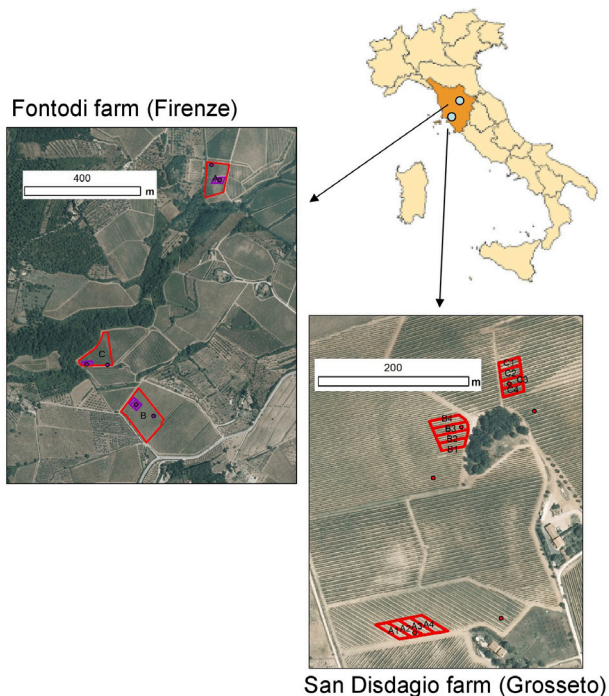


Figure 1 – The experimental farms and the vineyards (in red) with degraded areas and the non-degraded control sites.

Soil profiles were analyzed for the following chemical properties: pH (1:5 soil–water suspension), electrical conductivity (1:5 soil-water extract), total organic carbon (TOC) and total nitrogen (TN) (dry combustion with a Thermo CN soil analyzer), total equivalent CaCO_3 (gas-volumetric method), cation exchange capacity (CEC) and exchangeable bases (barium chloride method). Soil classification followed the international WRB system.

Topsoil samplings (0-10 and 10-30 cm) were carried out on April 2015, to analyze bulk density, SOC and total nitrogen, enzymes, microarthropods, nematodes and bacteria. Bulk density was determined on soil at field capacity conditions using the core method (Blake and Hartge, 1986).

Total organic C (TOC) and total N (TN) contents in the bulk soil were measured by dry combustion on a Thermo Flash 2000 CN soil analyzer. To this aim, 20 to 40 mg soil were weighed into Ag-foil capsules and pre-treated with 10% HCl until complete removal of carbonates.

- *Enzymes*: Enzyme activity was measured according to the methods of Marx *et al.* (2001) and Vepsäläinen *et al.* (2001), based on the use of fluorogenic methylumbelliferyl (MUF)-substrates. Soil samples were analyzed for cellulase, β -glucosidase, acid phosphatase and arylsulphatase activity using methylumbelliferyl (MUF) conjugated surrogate substrates (Sigma, St Louis, MO, USA). Moist soil sample (equivalent to 1 g oven-dry material) was weighed into a sterile jar and 50 mL of distilled water. A homogenous suspension was obtained by homogenising with UltraTurrax at 9600 rev/min for 3 min. Aliquots of 100 μL were withdrawn and dispensed into a 96 well microplate (3 analytical replicates/sample/substrate). Finally, 100 μL of 1 mM substrate solution were added giving a final substrate concentration of 500 μM . Fluorescence was measured after 0, 30, 60, 120, 180 min of incubation at 30 °C. Fluorescence (excitation 360 nm; emission 450 nm) was measured with an automated fluorimetric plate-reader (Fluoroskan Ascent).
- *Soil microarthropods*: For each plot in degraded area, four soil samples (10x10x10cm) were dug from inter-row and compared with controls sampled in non-degraded area; the microarthropods were extracted with Berlese-Tullgren funnels (25 cm diameter, 2 mm mesh, 60 W lamp at 25 cm distance, 5 days extraction time) and observed by a stereomicroscope. The abundance of the biological forms (FB) (Parisi *et al.*, 2005) was determined and analyzed by ANOVA. The biological soil quality and similarity of arthropod communities were evaluated by the Biological Soil Quality index (QBS-ar) (Parisi *et al.*, 2005) and Jaccard coefficient (J) (Krebs, 1989), respectively. The statistical analyses were performed by SPSS software (2004).
- *Soil nematode community analysis*: Soil samples were collected at 0-30 cm depth. For each soil sample, five scores were randomly sampled and then mixed to form one composite sample. Nematodes were isolated from 100 ml of each soil sample using a modified Baerman funnel methods (extraction time 48 h). Nematodes were counted and then mounted on temporary slides for identification at higher magnification to genus or family level using keys from Marinari-Palmisano and Vinciguerra (2014) and taxonomic families were assigned a trophic grouping based on Yeates *et*

- al.* (1993). Nematode communities were characterized using absolute abundance of individuals, richness determined by counting the number of taxa, Maturity index and Plant Parasitic index by Bongers (1990).
- *Soil eubacterial diversity*: has been investigated by mean of molecular methods involving direct DNA extraction from soil samples collected at two different depth (0-10 and 10-30 cm), 16S rDNA specific amplification and DGGE (Denaturing Gradient Gel Electrophoresis) analysis of the electrophoretic patterns, clustering the different patterns according to their similarity and calculating biodiversity indices evaluated with ANOVA.
 - *Viticultural parameters* considered the average production per plant (APP), determined by weighing the grapes from 5 vines in three distinct sections of the rows. For each repetition a grape sample was taken to measure total acidity, sugar content and pH. The analyses were performed according to the official methods of the International Organization of Vine and Wine (<http://www.oiv.int/>).

Results and discussion

The soil profiles showed a number of significant differences between degraded and non-degraded vineyards, which appeared of larger extent at the San Disdagio site. In particular, the topsoil of degraded plots had a surface enrichment of CaCO_3 (FON: $P < 0.05$; SD: $P < 0.01$), along with higher pH ($P < 0.05$), lower TOC (FON: $P < 0.05$; SD: $P < 0.001$), lower TN (FON: ns; SD: $P < 0.001$) and lower CEC (FON: ns; SD: $P < 0.001$). There were no significant differences between degraded and non-degraded areas for soil bulk density.

Soil organic matter and enzyme activities showed a similar pattern in the two sites, with higher values in the first 10 cm than in the deeper layer (Table 1). Comparing the two sites, Fontodi showed, on average, a larger amount of soil organic matter and enzyme activities. However, the largest differences between degraded and non-degraded areas were observed in San Disdagio in both soil layers. Differently, Fontodi showed a larger heterogeneity among plots, with lower differences due to degradation.

On the whole, the microarthropod density was higher in Fontodi than in San Disdagio (Figure 2, t test = -3.81; $p < 0.001$); in each farm, significant difference was not detected between degraded and non-degraded plots (San Disdagio, t test = -1,29, $P = 0.22$; Fontodi, t test = 0.50, $P = 0.63$). The Acari group was the most representative in each plot (60-85% of microarthropods), followed by Collembola (5-21%) and other 18 arthropod groups: eu-edaphic (*Proturi*, *Pauropoda*, *Symphyla*, *Pseudoscorpionida*, *Diplura*), emi-edaphic (*Diptera larvae*, *holometabolous larvae*, *Isopoda*, *Chilopoda*, *Diplopoda*, *Coleoptera*, *Hymenoptera*) and epigeic forms (*Araneida*, *Rhynchota*, *Psocoptera*, *Orthoptera*, *Thysanoptera*, *Diptera*). In the two experimental sites, very high similarity in the composition of the communities was detected ($J = 0.90$). The QBS-ar values were always high (> 100), with good and optimal quality classes – level 3 and 4 (Griselli, 2006); in all plots in Fontodi, the highest level was registered.

Table 1 – Organic carbon, total nitrogen and enzymes of the topsoil in the experimental vineyards.

FONTODI						
	TOC (g kg ⁻¹)	TN (g kg ⁻¹)	Cellulase	Acid phosphatase	β-glucosidase	Arylsulphatase
0-10 cm						
Degr.	10.6 (a)	1.7 (a)	25.9 (a)	146.2 (a)	231.9 (a)	40.5 (a)
Not degr.	9.6 (a)	1.6 (a)	26.0 (a)	147.5 (a)	257.4 (a)	42.5 (a)
10-30 cm						
Degr.	7.2 (a)	1.5 (a)	15.2 (a)	112.8 (a)	127.0 (a)	28.6 (a)
Not degr.	7.4 (a)	1.4 (a)	15.9 (a)	119.7 (a)	110.6 (a)	32.3 (a)
SAN DISDAGIO						
	TOC (g kg ⁻¹)	TN (g kg ⁻¹)	Cellulase	Acid phosphatase	β-glucosidase	Arylsulphatase
0-10 cm						
Degr.	5.6 (a)	1.0 (a)	11.4 (a)	124.6 (a)	94.7 (a)	16.3 (a)
Not degr.	11.1 (b)	1.5 (b)	26.5 (b)	174.6 (b)	214.4 (b)	33.9 (b)
10-30 cm						
Degr.	4.5 (a)	0.9 (a)	7.8 (a)	123.5 (ab)	62.2	15.9 (a)
Not degr.	9.9 (b)	1.4 (b)	17.3 (b)	167.6 (ab)	140.5 (b)	31.9 (b)

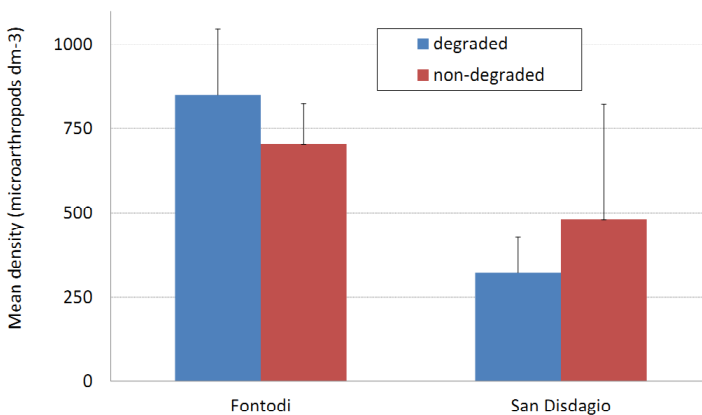


Figure 2 – Abundance of microarthropods in the two sites (San Disdagio, Fontodi), in degraded and non-degraded plots.

Nematode abundance, taxa richness and maturity (MI) and plant parasitic (PPI) indices were higher in non-degraded than degraded areas, but differences were not significant. In general, MI and PPI values indicated the high presence of general opportunistic and a food web dominated by decomposer bacteria. The proportion of nematodes in

the feeding groups was also similar under both sites: bacterial feeders dominated in degraded areas, while plant parasitic were the most representative group in non-degraded areas.

Table 2 – Soil degradation effect on total abundance, taxa richness (standard error), nematode indicators and relative abundance of trophic groups extracted by 100 ml soil. Levels of significance are indicated by letters a, b for $P < 0.05$. Bact., bacterial feeders; Fung., fungal feeders; Omni., omnivores; Pred., predators; MI, maturity index; PPI, plant parasitic index.

	Abundance	Taxa richness	Trophic groups					Nematode indicators	
			Bact.	Fung.	Omni.	Pred.	Pl. Par.	MI	PPI
Fontodi									
Degraded	307.2±86.7	4.8±0.3	50.9±3.01	0.03±0.03	10.3±1.2	1.4±0.7	37.5±3.8	1.6±0.1	2.8±0.1
Non-degraded	416.0±16.8	5.3±0.3	40.1±2.3	0	12.3±1.9	0.1±0.1	47.6±0.44	1.7±0.1	2.7±0.2
San Disdagio									
Degraded	102.3±35.8 b	4.0±0.4	56.6±4.7	0	8.8±1.4	0	34.7±4.0	1.4±0.1	2.5±0.3
Non-degraded	827±134.4 a	4.3±0.3	47.3±1.8	3.8±3.8	11.8±5.7	0	37.1±11.1	1.6±0.2	2.8±0.1

Soil eubacterial richness, i.e number of DGGE bands, is slightly higher in the deeper Fontodi soil samples, both degraded and not degraded, while conversely in San Disdagio soil samples from the 0-10 depth had a higher richness; ANOVA pointed out a significant difference ($p \geq 0,05$) only among San Disdagio soil samples.

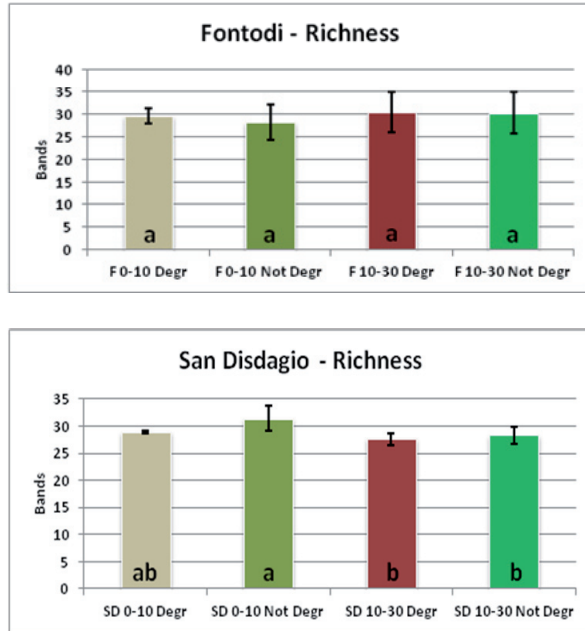


Figure 3 – Soil eubacterial richness, calculated through DGGE bands.

Soil conditions influenced both the quality and quantity of grapes. From the results (Figure 4), it is evident that in the degraded areas, the production was scarce and never reached 1 kg per plant. The reduced productivity also caused an excessive accumulation of sugars in the grapes ($> 25^\circ$ brix). The total acidity, in San Disdagio vineyards, was higher in the grapes from the rows on non-degraded soils, maintaining the pH at lower values. In conclusion, from an oenological point of view, grapes from degraded soils showed an unbalanced maturity that would lead to the production of wines with excessive alcohol concentrations ($> 14.5\%$ v/v ethanol) and low acidity.

Conclusions

The differences between degraded and non-degraded plots within vineyards were more evident in San Disdagio farm, which applied organic viticulture since 1 year only. Fontodi farm, which have managed the vineyard soils with compost and cover crops for several years, has almost completely recovered the soil functionality of the degraded areas, originated by land levelling.

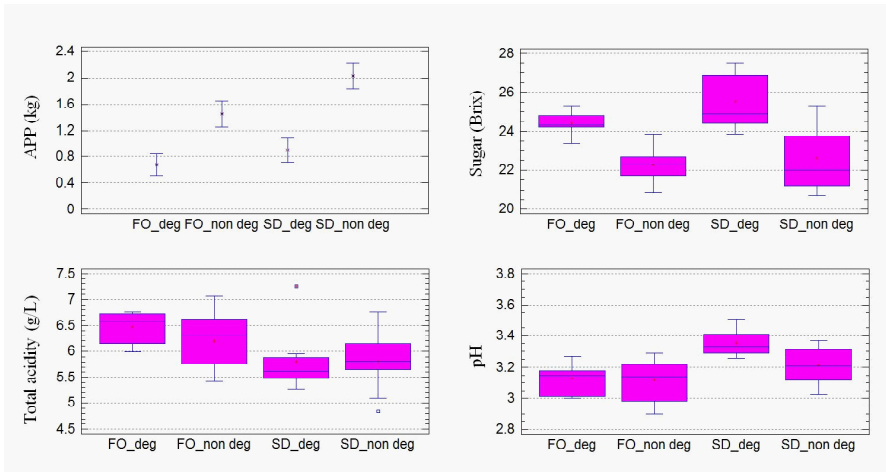


Figure 4 – Average production per plant and technological maturity of grapes (FO: Fontodi farm, SD: San Disdagio farm).

In general, degraded areas of the vineyards showed lower amount of SOC, nitrogen and CEC, whereas the total carbonates and pH showed higher values, particularly in the topsoil.

The enzyme functionality of the topsoil showed significant differences between degraded and non-degraded plots in a new organic farm like San Disdagio, whereas did not show any differences in Fontodi, which has been applying compost and covercrops for years. This was also confirmed by the biological results, namely microarthropods, nematodes and bacteria.

The results of QBS-ar are according with the evidence acquired in vineyards similarly managed (Gagnarli *et al.*, 2015; Miani *et al.* 2005; Costantini *et al.*, 2015) or undisturbed ecosystems (Menta *et al.*, 2011). The analysis of the overall data did not show differences between degraded soil and respective control, neither in QBS-ar values nor in abundance. Presumably, this is due to the organic management guaranteeing a complex structure of microarthropod community as confirmed by high number of euedaphic biological forms observed in each site.

Overall, in semi-arid conditions, the non-degraded system led to increased nematode populations, especially of bacterial-feeding nematodes. This is probably associated with the increased concentration of soil organic matter and moisture content.

Acknowledgements

Financial support for this project is provided by funding bodies within the FP7 ERA-Net CORE Organic Plus, and with cofunds from the European Commission.

The authors wish to thank the farms “Fontodi” and “San Disdagio”, their managers and workers for their willingness and support during the field activities.

REFERENCES

- Blake, G.R., Hartge, K.H., 1986. *Bulk density*. In Klute, A. (Ed.), *Methods of Soil Analysis*, Part 1, 2nd edn., American Society of Agronomy, Madison, WI, pp. 363-382.
- Bongers, T., 1990. *The maturity index – an ecological measure of environmental disturbance based on nematode species composition*. *Oecologia*, 83, 14-19.
- Costantini, E.A.C., Agnelli, A.E., Bucelli, P., Ciambotti, A., Dell’Oro, V., Natarelli, L., Pellegrini, S., Perria, R., Priori, S., Storchi, P., Tsolakis, C., Vignozzi, N., 2013. *Unexpected relationships between delta13C and wine grape performance in organic farming*. *J.Int.Sci. Vigne Vin*, 47, 4, 269-285.
- Costantini, E.A., Barbetti, R., 2008. *Environmental and visual impact analysis of viticulture and olive tree cultivation in the province of Siena (Italy)*. *European journal of agronomy*, 28(3), 412-426.
- Costantini, E.A.C., Agnelli, A.E., Fabiani, A., Gagnarli, E., Mocali, S., Priori, S., Simoni, S., Valboa, G., 2015. *Short-term recovery of soil physical, chemical, micro and mesobiological functions in a new vineyard under organic farming*. *Soil*, 1, 443-457, www.soil-journal.net/1/443/2015/ doi:10.5194/soil-1-443-2015.
- Dierke, C., Werban, U., 2013. *Relationships between gamma-ray data and soil properties at an agricultural test site*. *Geoderma* 199, 90-98.
- Gagnarli, E., Goggioli, D., Tarchi, F., Guidi, S., Nannelli, R., Vignozzi, N., Valboa, G., Lottero, M.R., Corino, L., Simoni, S., 2015. *Study case of microarthropod communities to assess soil quality in different managed vineyards*. *Soil*, 1, 527-536.
- Griselli, B., 2006. *Qualità biologica dei suoli in funzione della tipologia d’uso*. Environmental report ARPA Piemonte, 238-242. Available at: https://www.arpa.piemonte.gov.it/reporting/rsa_2006/suolo2006.
- Lanyon, D.M., Cass, A., Hansen, D., 2004. *The effect of soil properties on vine performance*. CSIRO Land and Water Technical Report, n. 34/04.
- Mainari Palmisano, A., Vinciguerra, M.T., 2014. *Classificazione dei nematodi*. In Ambrogioni, L., d’Errico, F.P., Greco, N., Marinari Palmisano, A., Roversi, P.F., (Eds.), *Nematologia Agraria generale e applicata*. Società Italiana di Nematologia pp. 482.
- Martínez-Casasnovas, J. A., Concepción Ramos, M., 2009. *Soil alteration due to erosion, ploughing and levelling of vineyards in north east Spain*. *Soil use and management*, 25(2), 183-192.
- Marx, M.C., Wood, M., Jarvis, S.C., 2001. *A microplate fluorimetric assay for the study of enzyme diversity in soils*. *Soil Biol Biochem* 33: 1633-1640.
- Menta, C., 2012. *Soil fauna diversity – function, soil degradation, biological indices, soil restoration*. In: *Biodiversity Conservation in a Diverse World*, G.A. Lameed (Ed.), pp 59–94.
- Menta, C., Leoni, A., Gardi, C., Conti, F.D., 2011. *Are grasslands important habitats for soil microarthropod conservation?* *Biodiversity Conservation*, 20, 1073-1087.
- Miani, N., Skert, N., Grahonja, R. *Biomonitoraggio sperimentale dell’inquinamento dei suoli agricoli della provincia di trieste tramite il metodo QBS (Report)*. Available at: <http://www.tecpuntobio.it/Documenti/qbs%20in%20fvg.pdf>, 2005.
- Parisi, V., 2001. *La qualità biologica del suolo, un metodo basato sui microartropodi*. *Acta Naturalia de L’Ateneo Parmense*, 37, 97-106.
- Parisi, V., Menta, C., Gardi, C., Jacomini, C., Mozzanica, E., 2005. *Microarthropod communities as a tool to assess soil quality and biodiversity: a new approach in Italy*. *Agriculture Ecosystems &*

- Environment, 105: 323-333.
- Priori, S., Bianconi, N., Costantini, E.A.C., 2014. *Can γ -radiometrics predict soil textural data and stoniness in different parent materials? A comparison of two machine-learning methods.* Geoderma, 226-227, 354-364.
 - Tagliavini, M., Rombolà, A. D., 2001. *Iron deficiency and chlorosis in orchard and vineyard ecosystems.* European Journal of Agronomy, 15(2), 71-92.
 - Vepsäläinen, M., Kukkonen, S., Vestberg, M., Sirviö, H., Niemi, R.M., 2001. *Application of soil enzyme activity test kit in a field experiment.* Soil Biol Biochem 33: 1665-1672.
 - Viscarra Rossel, R.A., Taylor, H.J., McBratney, A.B., 2007. *Multivariate calibration of hyperspectral γ -ray energy spectra for proximal soil sensing.* Eur. J. Soil Sci., 58, 343-353.
 - Yeats, G.W., de Goede, R.G.M., Freckman, D.W., Georgieva, S.S., 1993. *Feeding habits in soil nematode families and genera – an outline for soil ecologists.* J. Nematol., 25, 315-331.

Il sistema di supporto alle decisioni soilconsweb: esempi di utilizzo per la gestione della risorsa idrica ai fini irrigui

Piero Manna¹, Angelo Basile¹, Antonello Bonfante¹, Antonio Coppola², Giuliano Langella¹, Roberto De Mascellis¹, Fabio Terribile³

¹ Istituto per i Sistemi Agricoli e Forestali del Mediterraneo, Consiglio Nazionale delle Ricerche

² Scuola di Scienze Agrarie, Forestali, Ambientali ed Alimentari, Università della Basilicata

³ Dipartimento di Agraria, Università degli Studi di Napoli Federico II

* piero.manna@cnr.it

Introduzione

Nell'ultimo decennio hanno cominciato a diffondersi strumenti informatici quali i WEBGIS ed i Sistemi di Supporto alle Decisioni (DSS), applicabili in diversi contesti ambientali (Geertman and Stillwell, 2009; McInerney *et al.*, 2012; Han *et al.*, 2012), per "supportare" gli utenti nelle fasi decisionali e per visionare ed interrogare – via web – mappature territoriali in genere o mappature relative a specifiche tematiche. Si tratta di strumenti a diverso grado di complessità il cui sviluppo è reso possibile grazie alle innovazioni nel mondo delle banche dati, dell'informatica e del Web. I DSS operano fornendo possibili soluzioni a problematiche complesse, oppure forniscono stime su scenari alternativi potenziali. L'utente in questi casi può usufruire delle cosiddette analisi di scenario sfruttando le informazioni prodotte dal sistema. In campo agro-ambientale sistemi così concepiti possono risultare di grande aiuto solo se pensati alla estrema complessità dei processi naturali coinvolti, quasi sempre caratterizzati da dinamismo temporale e variabilità spaziale, come nel caso dei processi che al centro hanno il suolo come matrice. La gestione della risorsa idrica in campo agro-ambientale ne è un esempio, si tratta di una problematica complessa che non può prescindere dalla conoscenza e dalla quantificazione dei processi fisici che sono alla base dei movimenti di acqua e soluti nei suoli. È questo il tema del presente lavoro, affrontare la gestione irrigua attraverso l'utilizzo di un DSS spaziale (Terribile *et al.*, 2015) in grado di fornire dati spazializzati basati su simulazioni dinamiche modellistiche del sistema suolo-pianta-atmosfera (SPA). Questo DSS raggiungibile all'indirizzo www.landconsultingweb.eu è stato sviluppato nell'ambito del progetto Europeo Life+ SOILCONSWEB. Si tratta di una piattaforma integrata che combina dati ed informazioni sulla qualità dei suoli con strumenti Web-GIS, includendo tecniche di Digital SoilMapping e simulazioni modellistiche del sistema SPA.

Materiali e metodi

SOILCONSWEB nasce come Web SpatialDecisionSupport System (Web-SDSS), un sistema di supporto alle decisioni di tipo geo-spaziale (operante su mappature tematiche digitali e dati spazializzati) completamente adoperabile tramite il web. L'idea por-

tante era quella di realizzare un sistema facilmente utilizzabile da una vasta gamma di utenti, in grado di fornire informazioni e dati ambientali utili a “conoscere” meglio il proprio territorio evidenziandone limiti e potenzialità, sia nel suo insieme che relativamente ad aree specifiche individuate e selezionate dagli utenti stessi.

Il sistema fornisce informazioni di tipo ambientale e consente agli utenti di utilizzare e produrre documenti, relazioni e mappe contenenti dati su importanti tematiche relative all'agricoltura ed al territorio. Il “cuore pulsante” del sistema è costituito dall'implementazione di modelli dinamici di simulazione, con possibilità di funzionare direttamente al momento dell'utilizzo (“on the fly”), per la stima di processi ambientali complessi come ad esempio il bilancio idrico dei suoli. I modelli operano sia su dati fisici reali (es. proprietà fisiche dei suoli) forniti dalle banche dati del sistema, che su dati climatici aggiornati grazie ad un modulo climatico sviluppato specificatamente nell'ambito del progetto. Il modulo rifornisce il database con dati climatici georeferenziati (es. piogge e temperature relative ad un qualsiasi punto nell'area di studio) e verificati, con un passo temporale orario. Il Web-SDSS è stato sviluppato, testato ed applicato in un'area test di circa 20.000 ettari in Campania (Valle Telesina, provincia di Benevento) e nel corso del progetto è stato fornito con funzionalità di base in altre aree test in Lombardia, Sicilia ed Austria. Questo per dimostrare la flessibilità, l'adattabilità e la riproducibilità di sistemi simili. In generale, per ognuno dei moduli che compongono l'intera struttura del sistema, gli utenti tramite una pratica interfaccia possono scegliere se ricevere informazioni relativamente alle aree di studio nel loro insieme oppure se all'interno di zone specifiche, eventualmente disegnate sfruttando i tools GIS implementati. La struttura dell'intero sistema è molto articolata, in essa sono stati inseriti moduli dedicati a vari settori tra cui quello vitivinicolo, quelli forestale ed ambientale, e nel dettaglio alcuni moduli per tematiche specifiche come la gestione idrica a fini irrigui. In questo ultimo caso SOILCONSWEB può essere adoperato per indagini a scala dell'intera area di studio (Valle Telesina), fornendo mappature rappresentanti le stime dei volumi irrigui futuri su base cartografica pedologica e tenendo conto dei cambiamenti climatici, o per indagini a scala di dettaglio (scala aziendale), fornendo stime dei volumi e dei turni irrigui necessari in una determinata area disegnata dall'utente. In entrambi i casi il sistema produce le informazioni su base modellistica; in esso infatti per questo tipo di applicazioni è stato implementato tramite riscrittura il modello idrologico SWAP (Soil Water Atmosphere and Plant) (Kroes, van Dam, Groenenijk, Hendriks & Jacobs, 2008) che simula il bilancio idrico dei suoli, o in una versione più aggiornata un modello più completo basato sugli stessi principi di funzionamento di SWAP (Langella *et al.*, questo volume). Il modello richiede come dati di input le condizioni al contorno inferiore (presenza-assenza della falda e sua profondità), le proprietà fisiche dei suoli (orizzontazioni, tessitura, profondità etc.) e le condizioni al contorno superiore (tipo di coltura presente, tipo di gestione, dati climatici). L'insieme dei dati di input georeferenziati deriva sia dalla banca dati del sistema (mappature pedologiche, carta d'uso del suolo, dati climatici giornalieri spazializzati etc.) sia dall'interazione dell'utente che può definire talune impostazioni (esempio uso del suolo reale, gestione irrigua esistente, periodo della simulazione etc.).

Con questo lavoro le potenzialità di SOILCONSWEB vengono mostrate tramite due casi applicativi (A e B) con i quali si simula il suo utilizzo a supporto della gestione idrica ai fini irrigui. Il caso A mostra l'applicabilità del sistema in una esplorazione dei potenziali cambiamenti futuri (in termini di volumi irrigui minimi necessari) indotti dai cambiamenti climatici a scala territoriale (Valle Telesina). In questo tipo di utilizzo il sistema rende visualizzabili mappature asincrone (già prodotte e conservate nel database) frutto di simulazioni modellistiche nelle quali, ferme restanti le proprietà dei suoli, la coltura (mais), le condizioni iniziali e al contorno inferiore, vengono modificate solo le condizioni al contorno superiore. Nel primo caso i dati climatici attuali sono quelli della serie storica trentennale del clima di riferimento 1961-1990, mentre quelli futuri derivano dal downscaling statistico di modelli di circolazione globale AOGCM (scenario A1B), i quali producono 50 realizzazioni equiprobabili annuali del clima riferito al trentennio 2021-2050. Il fine applicativo di questo tipo di utilizzo potrebbe essere quello pianificatorio e di adattamento al clima che cambia delle diverse varietà di mais coltivate (Monaco *et al.*, 2014).

Nel caso B il sistema viene applicato alla scala aziendale. L'utente disegna un'area di interesse che rappresenta la particella coltivata ed utilizza SOILCONSWEB per simulare i volumi irrigui annuali necessari date talune condizioni al contorno, tra cui il tipo di coltivazione. In questo tipo di utilizzo il sistema sfrutta le potenzialità del modello di bilancio dell'acqua che simula il bilancio idrico dei suoli ricadenti nell'area di interesse attingendo i dati dalla banca dati pedologica e climatica. Nel caso mostrato, nell'area di interesse ricadono due tipologie di suolo le cui caratteristiche pedologiche possono essere visualizzate come illustrato nei risultati. Si tratta di Consociazioni di suoli denominate *Lago di Telese e Pezza del Lago*. Nel primo caso i suoli appaiono da pianeggianti a dolcemente ondulati, con pietrosità superficiale moderata, moderatamente profondi, debolmente ghiaiosi, piuttosto eccessivamente drenati, a tessitura media, con ghiaia da comune a frequente, debolmente alcalini, calcarei. Presentano un orizzonte superficiale inscurito da sostanza organica umificata ed un orizzonte profondo di accumulo di carbonati. I suoli Pezza del Lago invece appaiono pianeggianti, con pietrosità superficiale elevata, profondi, piuttosto mal drenati, con falda poco profonda, a tessitura media o moderatamente grossolana (franco sabbiosa o franca), a reazione neutra, scarsamente calcarei in superficie e molto scarsamente calcarei in profondità. Hanno proprietà anche molto debolmente espresse

Il sistema in questo caso produce i risultati "on the fly", cioè simula i bilanci idrici su richiesta dell'utente che come accennato può variare alcune condizioni della simulazione e confrontare gli output. L'utente può definire inoltre un tasso di deficit idrico (simulare la necessità di mantenere la coltura ad un dato livello di stress idrico) ed il tipo di turno irriguo se "fisso" o a "domanda". Il sistema a questa scala di dettaglio fornisce nell'immediato dati utili a gestire correttamente l'irrigazione.

Risultati e discussioni

Caso applicativo A

Nell'immagine in basso (figura 1) sono mostrate le mappe di irrigabilità della Valle Telesina, prontamente visualizzabili tramite l'interfaccia del sistema perché conservate nel database del progetto.

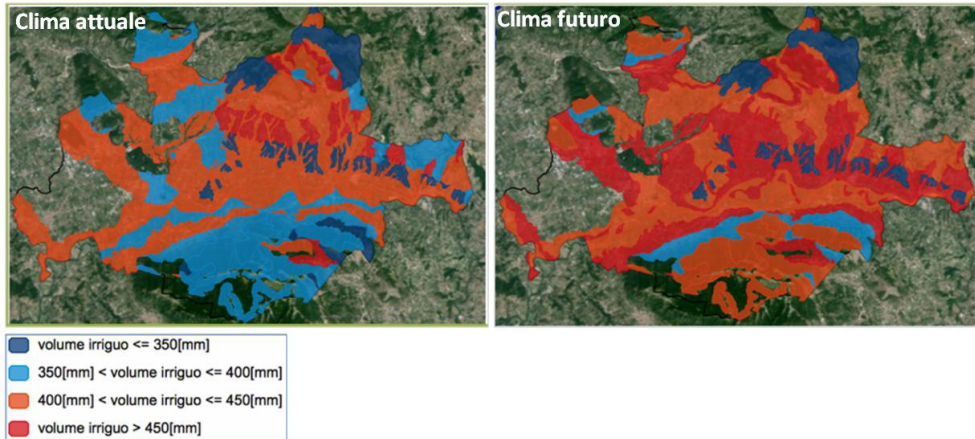


Figura 1 – Mappe di irrigabilità in Valle Telesina. Stima dei volumi irrigui minimi necessari per il clima attuale (sinistra) ed il clima futuro (destra).

Le mappe sono state prodotte con l'applicazione del modello SWAP a scala territoriale e rappresentano la media per 30 anni di simulazioni dei volumi irrigui stimati dal modello (mm di acqua) in riferimento ai dati climatici attuali (periodo 1961-1990) e futuri (2021-2050). La base cartografica adoperata è quella presente nel database (carta pedologica 1:25.000), alla quale corrispondono i dati pedologici di input utilizzati dal modello. In questa applicazione, il cui scopo è mettere in evidenza la diversa risposta dei suoli ai cambiamenti climatici, è stato ipotizzato un uso del suolo unico (Mais). Confrontando le stime attuali (sinistra) con quelle future (destra) appare evidente un incremento generalizzato della richiesta irrigua con i valori massimi concentrati nelle zone centrali, che rappresentano le aree basse ed in piano della valle.

Le mappe così prodotte e confrontabili nel sistema anche tramite la visualizzazione della mappa delle differenze (clima attuale e futuro) dei volumi irrigui stimati, forniscono in pochi secondi informazioni fondamentali ai fini pianificatori, evidenziando le aree che in futuro saranno più sensibili all'incremento delle temperature.

Caso applicativo B

La figura 2 mostra i principali passi per utilizzare SOILCONSWEB come descritto per il caso applicativo B. L'utente, designata l'area di interesse nella quale ricadono due tipologie di suolo (1) le cui caratteristiche possono essere visualizzate tramite report tecnici prodotti dal sistema, interroga il sistema selezionando il tipo di coltura (mais),

il tasso di deficit idrico, il tipo di irrigazione e l'annata di simulazione (2, 3), e lancia la simulazione (4).

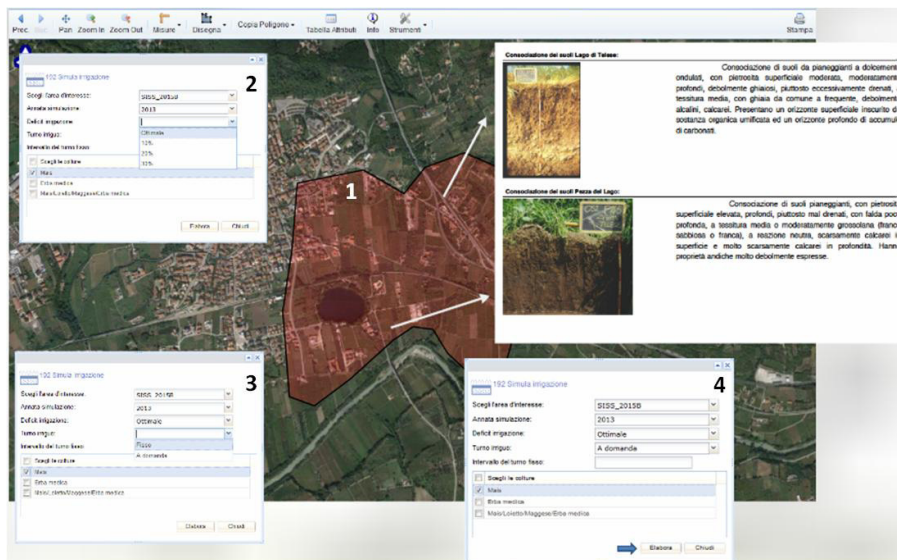


Figura 2 – Utilizzo del sistema alla scala di campo. Disegno dell'area di interesse (1), impostazione della simulazione (2, 3), lancio dell'elaborazione in tempo reale (4).

Il sistema in pochi secondi produce i risultati riassunti nell'immagine in basso (figura 3). I due suoli (*Lago di Telese* e *Pezza del Lago*) nel periodo considerato (aprile-agosto) si comportano in maniera sensibilmente diversa rispetto alla richiesta idrica. La simulazione in questo esempio è stata prodotta scegliendo un'irrigazione a domanda con volumi variabili. Il suolo *Lago di Telese* richiede volumi irrigui inferiori ($2500 \text{ m}^3/\text{ha}$) distribuiti in 11 interventi variabili tra 100 e $250 \text{ m}^3/\text{ha}$. Il suolo *Pezza del Lago* richiede invece un intervento irriguo complessivo di $3150 \text{ m}^3/\text{ha}$. Elaborazioni così prodotte hanno potenzialità applicative immediate e molto utili ai fini della corretta gestione idrica. Il sistema infatti mette in risalto, con dati quantitativi e su basi fisiche, le differenze di "comportamento" tra suoli diversi rispetto ai bilanci idrici. Questi ultimi non sempre rispecchiano quanto ci si aspetterebbe sulla base della sola descrizione pedologica; infatti nel caso qui proposto sembrerebbe (vedi materiali e metodi) che i suoli indagati dovessero richiedere volumi irrigui in quantità invertite rispetto ai risultati ottenuti. Ciò dimostra appunto che le simulazioni modellistiche su base idrologica possono mettere in evidenza aspetti legati alla dinamicità di taluni processi non sempre spiegabili dalle descrizioni morfologiche.

Le stime prodotte dal sistema si traducono nell'immediato nella necessità di gestire diversamente le colture ed i suoli, con potenziali ricadute sulle produzioni e sui bilanci aziendali.

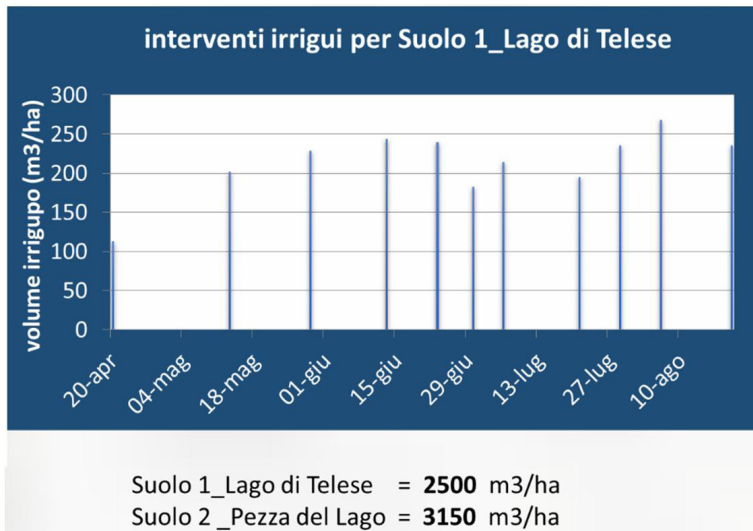


Figura 3 – Dati prodotti da SOILCONSWEB utilizzato secondo il caso applicativo B. Volumi e turni irrigui richiesti nel periodo Aprile-Agosto dai due suoli coltivati a mais e ricadenti nell’area di interessedisegnata dall’utente.

Conclusioni

Il sistema SOILCONSWEB utilizzato in questo lavoro come sistema di supporto alla gestione della risorsa idrica, nasce come una infrastruttura informatica molto complessa destinata a diverse tipologie d’utenza e ad affrontare più problematiche ambientali ed agro-forestali a diverse scale spaziali. Il sistema è strutturato in moduli differenziati, ognuno dei quali facente riferimento ad applicazioni specifiche ma tutti concepiti per dare la possibilità ad utenti anche non esperti di: a) visualizzare mappature tematiche già prodotte e conservate nella banca dati, b) disegnare una propria area di interesse e c) interrogare il sistema sulla specifica area di interesse tramite l’utilizzo di modelli dinamici. Il punto “c” in particolare differenzia SOILCONSWEB dai classici sistemi di supporto alle decisioni; le simulazioni modellistiche “on-the-fly” basate su dati climatici reali ed aggiornati e le possibili interazioni con l’utente, rendono il sistema dinamico ed adattabile. Inoltre, la possibilità di implementare modelli fisicamente basati, parallelamente ad interfacce facilmente utilizzabili, mette a disposizione degli utenti strumenti molto potenti e a basso costo per ottenere dati ed informazioni sul territorio altrimenti difficilmente ottenibili. Sistemi così concepiti sono inoltre esportabili in altri contesti ambientali. Un altro aspetto importante di SOILCONSWEB è il suo possibile completo utilizzo tramite il web. Per il futuro, l’attuale rapido avanzamento e l’applicazione delle tecnologie informatiche nei settori agricolo ed ambientale fa ben sperare in una diffusione maggiore dei sistemi web SDSS a vantaggio di utenti non esperti che necessino di risposte semplici e di facile interpretazione a problematiche complesse.

BIBLIOGRAFIA

- Geertman, S., Stillwell, J. (eds.), 2009. *Planning Support Systems Best Practice and New Methods*. DOI 10.1007/978-1-4020-8952-7_1, Springer Science+Business Media B.V.
- Han, W., Yang, Z., Di, L., Mueller, R., 2012. *CropScope: A Web service based application for exploring and disseminating US conterminous geospatial cropland data products for decision support*. Computers and Electronics in Agriculture, 84, 111-123.
- Kroes, J.G., Van Dam, J.C., Groenendijk, P., Hendriks, R.F.A., Jacobs, C.M.J., 2008. *SWAP version 3.2. Theory description and user manual*. Alterra Report 1649(02). Wageningen: Alterra.
- McInerney, D., Bastin, L., Diaz, L., Figueiredo, C., Barredo, J.I., Ayanz, J.S.M., 2012. *Developing a Forest Data Portal to Support Multi-Scale Decision Making*, IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing, 5, 1692-1699.
- Monaco, E., Bonfante, A., Alfieri, S.M., Basile, A., Menenti, M., De Lorenzi, F., 2014. *Climate change, effective water use for irrigation and adaptability of maize: A case study in southern Italy*. Biosystems Engineering, 128, 82-99.
- Terribile, F., Agrillo, A., Bonfante, A., Buscemi, G., Colandrea, M., D'Antonio, A., De Mascellis, R., De Michele, C., Langella, G., Manna, P., Marotta, L., Miletì, F. A., Minieri, L., Orefice, N., Valentini, S., Vingiani, S., and Basile, A., 2015. *A Web-based spatial decision supporting system for land management and soil conservation*, Solid Earth, 6, 903-928, doi:10.5194/se-6-903-2015.

IV Divisione

Uso di materiali vegetali a basso costo per la rimozione di contaminanti organici da un percolato di discarica e riduzione della sua fitotossicità

Elisabetta Loffredo*, Giancarlo Castellana, Eren Taskin

Dipartimento di Scienze del Suolo, della Pianta e degli Alimenti, Università degli Studi di Bari Aldo Moro

* elisabetta.loffredo@uniba.it

Introduzione

I percolati di discarica hanno un elevato potenziale d'inquinamento ambientale a causa del loro rilevante contenuto di contaminanti organici ed inorganici. Questi ultimi si originano dalla percolazione e degradazione da/di una massa eterogenea di rifiuti che comprende detergenti, vernici, plastiche, medicinali ed altro. Essi non possono essere sversati direttamente nel suolo perché sono tossici per quasi tutti gli organismi viventi potendo, pertanto, compromettere la fertilità del suolo e la qualità delle acque.

Tra i contaminanti organici presenti comunemente nei percolati, vi sono prodotti chimici impiegati per il controllo delle malerbe, quale il fenuron, o insetticidi ad ampio spettro, quale il carbaril, notoriamente pericolosi per gli insetti impollinatori. Altri composti organici largamente presenti nei percolati di discarica, seppure a concentrazioni solitamente al di sotto di 1 ppm, appartengono alla classe di inquinanti emergenti noti come distruttori endocrini (ED). Gli ED sono molecole sia naturali che di sintesi in grado di interferire, con vari meccanismi, con il sistema endocrino degli animali, uomo compreso. Tra gli ED, alcuni composti hanno attività estrogenica, quale l'ormone naturale 17 β -estradiolo (E2) e l'ottilfenolo (OP). Quest'ultimo si origina dalla degradazione anaerobica degli ottilfenoli etossilati, prodotti impiegati come tensioattivi non ionici, e risulta più persistente e più tossico dei prodotti di partenza. La coesistenza nel percolato di contaminanti appartenenti a diverse classi chimiche e con proprietà diverse causa generalmente effetti sinergici negativi sulla fauna ed altri organismi viventi (Hernández *et al.*, 2013).

Oltre alla evidente pericolosità per gli animali, i percolati di discarica sono tossici per le piante e ciò rende impraticabile il loro diretto sversamento nel suolo con l'acqua irriga (Cheng e Chu, 2007). Infatti, il loro uso sulle piante causa inibizione della germinazione e/o evidenti sintomi di fitotossicità la cui gravità dipende dalla specie vegetale, il tipo di percolato e la modalità di applicazione in campo (Cheng e Chu, 2007). Le proprietà del percolato a cui si attribuiscono gli effetti fitotossici, oltre al contenuto di contaminanti organici, sono gli elevati valori di salinità, pH e contenuto di fenoli (Cheng e Chu, 2007). Recentemente, allo scopo di decontaminare reflui di diversa provenienza e riciclarli nel suolo, sono oggetto di studio una serie di materiali adsorbenti di basso costo a base di cellulosa e lignina (Ali *et al.*, 2012; Gupta e Suhas, 2009). Questi includono prodotti di scarto dell'agricoltura o dell'industria delle trasformazioni alimentari che vengono usati tal quali o in seguito a trattamenti fisici, chimici o biologici (Ali *et al.*, 2012; Bhatnagar e Sillanpää, 2010). Un materiale che è stato introdotto di recente per la rimozione di in-

quinanti organici ed inorganici da varie matrici è il biochar. Questi, ottenuto dalla pirolessi di biomasse di varia origine, presenta caratteristiche di elevata efficienza adsorbente e costo molto ridotto (Tan *et al.*, 2015). Tutti questi materiali carboniosi hanno ridotta porosità, elevata superficie specifica, molti gruppi funzionali, composizione chimica abbastanza stabile per un determinato tipo, elevata capacità adsorbente ed una certa biodegradabilità (Ali *et al.*, 2012; Bhatnagar e Sillanpää, 2010; Gupta e Suhas, 2009). In questo lavoro, è stata testata la capacità di una serie di materiali adsorbenti a basso costo, quali posa di caffè, gusci di mandorle macinati, agar ed un biochar, di rimuovere quattro contaminanti organici da un percolato di discarica e, conseguentemente, abbattere la fitotossicità del percolato.

Materiali e metodi

Adsorbimento dei contaminanti sui materiali

È stato impiegato un percolato ottenuto da una discarica di rifiuti solidi urbani situata in Puglia (Cassano *et al.*, 2011) diluito in acqua distillata (1:10, v/v, PERC). Dopo la diluizione, il PERC aveva un pH di 8,3 ed una conducibilità elettrolitica di 1,71 mS cm⁻¹. I materiali adsorbenti impiegati sono stati: posa di caffè (CAF), gusci di mandorle (MAN), agar (potato dextrose agar, PDA) ed un biochar ottenuto da legno di abete rosso pirolizzato a 550 °C (BC). Tutti i materiali sono stati macinati e setacciati con setaccio a maglie di 0,5 mm. Il PER è stato addizionato dell'erbicida fenuron, dell'insetticida carbaril, dell'estrogeno 17 β -estradiolo (E2) e del surfattante ottilfenolo (OP), ciascuno alla concentrazione di 1 mg L⁻¹. Un'aliquota di 2 g di ciascun materiale adsorbente contenuta in una membrana da dialisi (6000-8000 cut-off) è stata introdotta singolarmente in un volume di 100 mL di PERC. I campioni sono stati mantenuti in camera termostata alla temperatura di 23 °C e tenuti in agitazione per 2h al giorno fino a tempi di prelievo stabiliti di 3 e 7 giorni. Dopodiché sono stati misurati i residui dei quattro contaminanti nel PERC mediante cromatografia liquida ad alta prestazione. Per il fenuron ed il carbaril è stato impiegato un rivelatore UV-visibile a serie di diodi, mentre l'E2 e l'OP sono stati analizzati con un rivelatore fluorimetrico.

Prove di fitotossicità

Il PERC trattato con ciascun materiale per 7 giorni è stato impiegato quale mezzo di germinazione di due specie oleaginose, la colza ed il lino. I semi sono stati fatti germinare in piastre Petri alla temperatura di 23 °C per un tempo di 7 e 9 giorni, rispettivamente per la colza ed il lino. Al termine degli esperimenti, alcuni parametri biometrici delle piantine sottoposte ai diversi trattamenti sono stati misurati ed i dati comparati statisticamente con il controllo (PERC non trattato) e con l'acqua distillata.

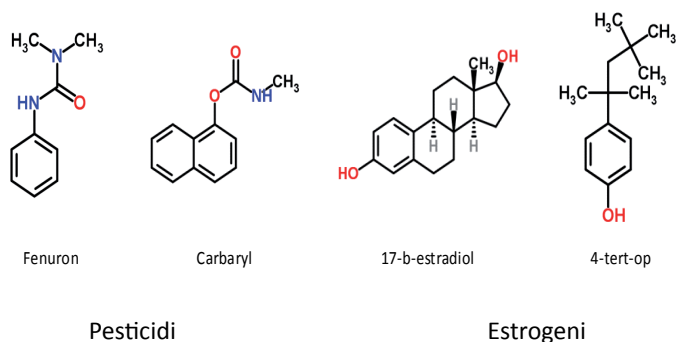


Figura 1 – Struttura chimica dei quattro contaminanti usati in questo studio.



Figura 2 – Materiali adsorbenti usati.

Risultati e discussione

Adsorbimento dei contaminanti sui materiali

Nel PERC non trattato, i quattro contaminanti sono risultati molto persistenti, con residui di ciascuna molecola non inferiori al 95% dopo una settimana. Per contro, persino dopo soli 3 g di trattamento, tutti i materiali hanno rimosso completamente l'E2 e l'OP, quasi completamente (> 95%) il carbaril e in misura significativa il fenuron. Infatti, quest'ultimo è stato rimosso mediamente del 70% dopo 3 giorni e del 90% dopo 7 giorni, escludendo il trattamento con il PDA che ha rimosso circa il 50% dopo una settimana. Nel caso del fenuron, la capacità adsorbente dei materiali impiegati ha seguito l'ordine: CAF > BC > MAN > PDA.

La scomparsa dei contaminanti nel PER è da attribuirsi essenzialmente alla diffusione delle molecole dal PERC al materiale adsorbente attraverso la membrana, l'adsorbimento sul materiale stesso, e forse in piccola parte sulla membrana, e ad una possibile ridotta degradazione microbica a causa delle condizioni sperimentali non strettamente sterili.

Prove di fitotossicità

I saggi di germinazione hanno dimostrato che il PERC non trattato è risultato generalmente tossico per entrambe le specie vegetali esaminate.

Nel caso della colza, il PERC non trattato ha inibito la germinazione e ridotto notevolmente la lunghezza della radice primaria, mentre non si sono manifestati effetti significativi sulla lunghezza dell'apice e sul peso fresco della piantina. In studi precedenti, gli autori hanno trovato che lo stesso percolato risultava notevolmente tossico su piantine di lattuga, loglio e ravenello (Loffredo e Castellana, 2015). Cheng e Chu (2007) hanno riportato che piante irrigate con percolato di discarica presentavano tossicità evidente che, tuttavia, si riduceva notevolmente con la diluizione del percolato e con la scelta di piante più tolleranti. Quando i semi di colza germinavano in presenza del PERC trattato, solo nel caso del BC si aveva un incremento della germinazione che si avvicinava percentualmente a quella ottenuta in acqua distillata. Inoltre, ogni trattamento, ad esclusione del PDA, causava un incremento significativo di ogni parametro di crescita, con lunghezze delle radici all'incirca triplicate e lunghezze di apici e biomassa all'incirca raddoppiati, rispetto alla germinazione in acqua distillata. Questi risultati hanno suggerito che l'incremento di crescita non poteva essere imputato unicamente alla rimozione dei contaminanti dal PERC. Evidentemente, insieme ai contaminanti, altri composti tossici erano stati rimossi dai materiali adsorbenti.

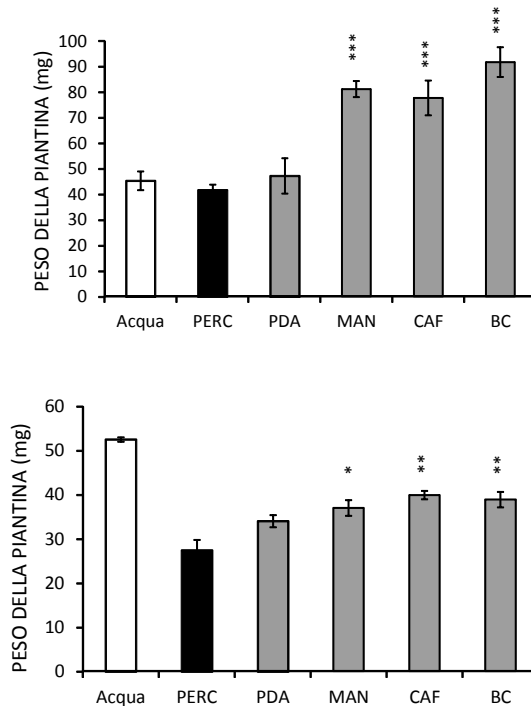


Figura 3 – Biomassa della colza (sopra) e del lino (sotto) in presenza di acqua distillata, percolato non trattato (PERC), e dei diversi trattamenti. La linea verticale su ogni barra indica l'errore standard ($n = 5$). La media di ciascun trattamento è stata confrontata statisticamente con il PERC per mezzo della ANOVA ad una via e del test LSD. * $P \leq 0.05$; ** $P \leq 0.01$; *** $P \leq 0.001$.

Nel caso del lino, l'impiego del PERC non trattato ha prodotto effetti tossici ancora più marcati rispetto a quelli sulla colza, con riduzioni significate di tutti i parametri biometrici misurati. I trattamenti del PERC con i diversi materiali, ad eccezione del PDA, hanno notevolmente attenuato l'inibizione del PERC sull'allungamento degli apici e delle radici, con un'efficacia che ha seguito l'ordine: CAF > BC > MAN. Anche per questa specie, i risultati ottenuti hanno dimostrato che l'abbattimento della fitotossicità non era dovuta solo alla rimozione delle quattro molecole da parte dei materiali ma, verosimilmente, all'adsorbimento simultaneo di altri componenti tossici organici e/o inorganici presenti nel PERC.

Conclusioni

I materiali adsorbenti a basso costo impiegati in questo studio si sono dimostrati molto efficienti nella rimozione del fenuron, carbaril e, soprattutto, dei due estrogeni E2 e OP dal percolato di discarica. I saggi di germinazione effettuati sulla colza e sul lino hanno dimostrato che il trattamento del percolato con i diversi materiali, eccetto il PDA, hanno prodotto un abbattimento della fitotossicità del percolato o addirittura una significativa stimolazione della crescita delle piantine. Si ritiene che questo studio possa contribuire allo sviluppo di nuove strategie a basso costo per la decontaminazione di reflui ad elevato potenziale inquinante che potrebbero essere utilmente riciclati nel suolo.

BIBLIOGRAFIA

- Ali, I., Asim, M., Khan, T.A., 2012. *Low cost adsorbents for the removal of organic pollutants from wastewater*. J. Environ. Manage. 113, 170-183.
- Bhatnagar, A., Sillanpää, M., 2010. *Utilization of agro-industrial and municipal waste materials as potential adsorbents for water treatment – A review*. Chem. Eng. J. 157, 277-296.
- Cassano, D., Zapata, A., Brunetti, G., Del Moro, G., Di Iaconi, C., Oller, I., Malato, S., Mascolo, G., 2011. *Comparison of several combined/integrated biological-AOPs setups for the treatment of municipal landfill leachate: Minimization of operating costs and effluent toxicity*. Chem. Eng. J. 172, 250-257.
- Cheng, C.Y., Chu, L.M., 2007. *Phytotoxicity data safeguard the performance of the recipient plants in leachate irrigation*. Environ. Poll. 145, 195-202.
- Gupta, V.K., Suhas, 2009. *Application of low-cost adsorbents for dye removal – A review*. J. Environ. Manage. 90, 2313-2342.
- Hernández, A.F., Parrón, T., Tsatsakis, A.M., Requena, M., Alarcón, R., López-Guarnido, O., 2013. *Toxic effects of pesticide mixtures at a molecular level: Their relevance to human health*. Toxicology 307, 136-145.
- Loffredo, E., Castellana, G., 2015. *Comparative evaluation of the efficiency of low-cost adsorbents and ligninolytic fungi to remove a combination of xenoestrogens and pesticides from a landfill leachate and abate its phytotoxicity*. J. Envi. Sci. Health Part A. 50, 958-970.
- Tan, X., Liu, Y., Zeng, G., Wang, X., Hu, X., Gu, Y., Yang, Z., 2015. *Application of biochar for the removal of pollutants from aqueous solutions*. Chemosphere 125, 70-85.

Sustainable use of soil, a priority issue addressed through rural development policy: 7 lessons from the field

Paola Lionetti¹, Danilo Marandola², Anna Benedetti³

¹ CREA-Mipaaf, Via XX Settembre (Roma)

² CREA-Politiche e Bioeconomia, Via Po (Roma)

³ CREA-Agricoltura e Ambiente, Via della Navicella (Roma)

* p.lionetti@politicheagricole.it

Introduction

The EU Rural development policy (RD), known as the 2nd Pillar of the Common Agricultural Policy (CAP) 2014–2020, helps rural areas of EU Countries to face current environmental, economic and social priorities. Based upon the achievement of six strategic Union priorities, the Rural Development Programs (RDPs) basically aims at fostering environmental sustainability, adequate farmer income and innovation in rural areas. RDPs support for productive and non-productive investments, along with agri-environmental-climate payment schemes, represent a concrete opportunity (at EU level) for addressing crucial climate-environmental challenges in agricultural land use (i.e. soil conservation). RDPs, actually, can play an important role for protecting, conserving and enhancing soil biodiversity, for contrasting land degradation and for promoting soil carbon sequestration. Furthermore, RDPs can also promote education, training and innovation actions to enhance soil conservation across the Union in association with support-payment schemes. This latter element seems to be a main objective of EU policies since the evidence shows that training activities help young generations understanding contemporary global environmental issues and exploring all the different views of these issues (Macris *et al.*, 2006).

Considering that soils perform many vital functions (i.e. production of food-feed-fibre-biomass and provision of important ecosystem services such as water cycle regulation and climate change mitigation), recent policy regulations (i.e. *Italian national law for the conservation and enhancement of food and agricultural biodiversity - 19/11/2015*) encourage decision makers to engage the wide-public (not only stakeholders from rural areas) through Rural Development Programs, with the aim to pay attention to the theme of soil protection.

Actually, in most northern and developed countries, farmers are ageing and fewer young people are interested in studying the field of agriculture or choosing a career in agriculture. This is an alarming issue in the EU area where the agricultural knowledge is advancing significantly, but its transfer via the higher education or innovation system lags behind. In this sense, a combination of training and learning (school-work alternance) and including interactive online-learning, can be fundamental to develop the skills and competences of young people (Hesselbarth *et al.*, 2015).

Anyway it is clearly showed that one-time training is not effective in changing environmental awareness among young people and farmers, and it is also showed that intensive training requires substantial investment and institutional innovation (Huanga *et al.*, 2015).

This paper reports the main findings of RuralCamp2015, a field training initiative co-funded by the European agricultural fund for rural development (EAFRD), whose main aim has been to set-up an innovative model of training on soil conservation themes within the framework of EAFRD support schemes.

Materials and methods

RuralCamp2015 has been organized in 2015 to exchange views and concrete experiences in order to answer the following questions:

- How can we attract new generations to learn about agriculture?
- What kind of education and training are needed to transfer the latest technologies and knowledge about environmental sustainability of agriculture?
- How we can fulfil the need of ensuring sustainable use of soil through RDP resources?
- What kind of innovation in communication tools are needed to pursue society and decision makers on the importance of soil conservation for our sustainability and for our future?
- How to provide support for setting up innovative training initiatives involving broader groups of stakeholders (Local farmers, Research Institutions, NRN bodies) on the themes of soil conservation?

RuralCamp2015 and the theme of conservation and sustainable use of soil have been the core themes of the 2015 edition of Rural4Learning (R4L) a pilot and wider communication project promoted by the Italian Ministry of Agricultural, Food and Forestry Policies in the frame of the 2014-2020 National Rural Network (NRN) programme. R4L aims at converting best practices and knowledge into operational tools for sustainable, cultural and professional growth in rural areas. R4L has been awarded in 2014 as one of the “EU best practices”. The 2015 “soil edition” of Rural4Learning was launched on the occasion of the UN International Year of Soils and was planned in coherence with the Europe 2020 Strategy that stresses the importance of creating connections among knowledge-innovation-productivity and research-natural resource protection. The 2015 “Soil edition” of Rural4Learning, co-funded by EAFRD, originated from close cooperation between the Directorate General for Rural Development of the Italian Ministry of Agricultural, Food and Forestry Policies (DISR 2) and the Research facilities of the Italian National Council for agricultural research and Economics (CREA-Environment and CREA-Bioeconomy).

The overall objectives of the 2015 “Soil edition” of Rural4Learning have been:

- (i) improve the understanding of soil conservation practices in agriculture and their links with other agri-environmental objectives;
- (ii) analyse how good practices of soil conservation can be converted into a tool for sustainable development;

(iii) make this information available Italy-wide to a group of relevant stakeholders (teachers & students of secondary vocational schools, public bodies etc.) through the support of regional rural development programs.

The starting point of the 2015 “Soil edition” of Rural4Learning has been the assessment of the needs in terms of gaps and topics to be covered, in order to clarify the objectives and use them to:

- I. identify the expected results of the initiatives to be developed concerning soil conservation,
- II. define activities/tasks to be implemented,
- III. assess whether the activities selected could be suitable for delivering the outputs and outcomes (development of the project intervention logic).

The first objective has been achieved in two ways: on the one hand, the creation of an “active” network among research and local institutions, vocational secondary schools, farms and rural stakeholders, also promoted through the subscription of dedicated thematic memorandum of understandings; on the other hand, the start-up of an e-learning course, aimed at valorizing the heritage of knowledge and experiences available at national scale on soil conservation themes.

The second has been achieved mainly through the organization of a dedicated field initiative, (RuralCamp2015), which involved 50 students and teachers from 15 different vocational secondary schools for agriculture from different Italian regions. Rural-Camp2015 focused on 7 case-studies of soil conservation practices in agriculture along a 5-days programme of workshops, study visits, labs, workgroups and discussions. The field initiative has been considered an effective way to deliver information, to motivate young people about the theme of soil sustainability and to promote integration of knowledge and competences of different institutions.

The third objective is forthcoming and is going to be reached during 2016 through the start-up of a brand new field training pilot action to be implemented at regional level with the support of EAFRD resources.

This pilot action will be innovative for the following aspects:

- definition of a model for knowledge transfer and exchange, focused on the sustainable use of soil: an interactive and prototypal model that requires the active participation of rural and non-rural stakeholders in the process of knowledge production and transfer;
- a process of field test with the Italian regions and autonomous provinces (who are the managers of EAFRD funds) to verify the replicability of the model at regional and local scale;
- a road-map: to implement at regional scale integrated and multi-fund actions starting from the experience of RuralCamp2015 (turning the “logic” into a plan).



Figure 1 – A field moment of RuralCamp2015.

Results and discussion

Evidence coming from the field training initiative of RuralCamp2015 shows that integration and multi-level governance interactions should be encouraged: they can potentially complement each other in the purpose of promoting effective training initiatives that can concretely tackle the problems related to scarce information on soil conservation practices. In this perspective, RuralCamp2015 identifies “7 lessons from the field” to encourage the set-up a multilevel model of information exchange related to the theme of soil conservation and sustainable land use.

These 7 key-recommendations, or lessons, to be followed to set-up a multilevel model of information exchange related to soil conservation and sustainable use to be promoted at regional scale through the support of EAFRD funds and RDPs (rural development programs) are:

- Lesson 1: Public engagement makes development policies more effective.
- Lesson 2: Networking among different systems/actors facilitates goal achievement and new job opportunities.
- Lesson 3: Improving communication increases transparency in public policy support.
- Lesson 5: Making room for creativity and innovation means finding new solutions to old problems.
- Lesson 6: RDPs investment for professional training of the young students, “the professionals of the future”, contributes addressing the EU soil priority and challenges.
- Lesson 7: Knowledge transfer about soil encompass communication efforts: comprehensive and effective strategies requires clear, coherent messages that go beyond isolated events.

The 7 lessons are based on the following general principles:

- clarify the partnership objectives and related measures,
- improve learning about sustainable use of soil,
- manage and deliver development co-operation more effectively, facilitating the participation of key urban and rural actors and -address territorial challenges.

Conclusions

The text step of Rural4Learning “Soil” will take place in 2016. R4learning will be replicated at regional level (in Apulia, Basilicata and Marche regions), starting from the experience and lessons learned from the 2015 initiative.

With this structure, Rural4Learning “Soil” is proposed as one of the actions to be developed and implemented to promote changes within education system according to the 2015 national rural network mapping survey (Table 1).

Table 1 – Potential changes within education system according to the 2015 NRN mapping survey.

Objectives	Results
Facilitation of cooperation among different research institutes (CRA-ING, CRA-PCM, CRA- RPS)	Collection of example of projects covering sustainable use of soil priority
Facilitation of thematic and analytical exchange between rural development and urban stakeholders	Training activities for students and teachers, face-to-face meetings within the focus groups
Connecting people by involving farmers, advisors, institutions, civil society, researchers and	Participate in/contribute to NRN activities, enabling participants to discover important aspects of RD policy they were not aware of
Organization of exchange of experiences and know how	Communication (including publicity) and information about local successful experiences, online exchange platform
Building a common understanding of common policies	Tackling challenges by bridging relations with the research world and developing closer links and personal contacts (participatory approaches)
Encouraging and promoting interaction between different stakeholders	Inspire learning, innovation and the building of both human and social capacity based on the experience of other in the network.

REFERENCES

- Hesselbarth, C., Buhr, M., Schaltegger, S., 2015. *Management education for sustainability: deriving learning formats from competence requirements*. Sustainability in Higher Education, Pages 21-49.
- Macris, A.M., Georgakellos D.A., 2006. *A new teaching tool in education for sustainable development: ontology-based knowledge networks for environmental training*. Journal of Cleaner Production. Volume 14, Issues 9–11, Pages 855-867.
- Huang, J., Huang, Z., Jia, X., Hub, R., Xiang, C., 2015. *Long-term reduction of nitrogen fertilizer use through knowledge training in rice production in China*. Agricultural Systems, Volume 135, Pages 105-111.

Soil restoration by organic amendments and mulches under semiarid climate: effects on soil porosity and microbial communities

Lourdes Luna-Ramos¹, Roberta Pastorelli², Nadia Vignozzi², Arturo Fabiani², Albert Solé-Benet¹

¹ Estación Experimental de Zonas Áridas (CSIC), La Cañada de San Urbano, Almería. Spain

² Consiglio per la Ricerca in Agricoltura e l'Analisi dell'Economia Agraria, Centro di Ricerca per l'Agrobiologia e la Pedologia (CREA-ABP), Firenze. Italia

* roberta.pastorelli@entecra.it

Introduction

Mining activities negatively affect the quality of the environment, causing varying degrees of environmental damage and dramatically changing the landscape. Notwithstanding these activities only temporarily occupy a land surface, they tend to leave evidence of their past. A first step in ecosystem reclamation of such degraded areas is the restoration of soil functionality with the formation of a fertile soil layer with the necessary physical, chemical and biological characteristics to support the development of the natural vegetation (Sort and Alcañiz, 1996).

The environmental restoration of limestone quarries is particularly difficult because of the presence of inert and very crumbly materials and the generally steep slope of the site. Moreover, in arid or semiarid climate the restoration of soil functions is made more difficult and even slower, by the harsh climatic conditions, such as low rainfall and intense solar radiation leading plants to permanent stress and scarce growth (Solé-Benet *et al.*, 1997). Key points are the development of appropriate levels of soil organic matter and to create conditions that reduce soil erosion.

In recent years, restoration techniques have been developed to optimize results in relation to their economic cost. Organic amendments have been widely used to improve the quality of degraded soils, either mined soils, agricultural or for bioremediation (Alvarenga *et al.*, 2014; Asensio *et al.*, 2013). Organic amendments stimulate the activity and growth of micro-organisms in soil, resulting in mineralization of nutrients available to plants and soil structure improvement thus, increasing the overall soil fertility. Moreover, soil microbiota has an important role in soil formation, plant establishment and organic matter transformation (Diaz *et al.*, 1994; Zink and Allen, 1998). On the other hand, mulches are also used as restoration practices in arid and semi-arid climate because they reduce soil erosion, limit evaporation and improve water infiltration (Benigno *et al.*, 2013). Several studies have reported that mulches improve vegetation establishment, as well as roots growth (Cook *et al.*, 2011; Shao *et al.*, 2014); in turn, roots produce exudates which stimulate microbial activity (Wright *et al.*, 1998). To date, however, few field studies have investigated soil functional responses to restoration techniques, especially in arid and semiarid environments.

The analysis of particular physical, chemical and biological characteristics of soils may

allow a comprehensive understanding of the impact on soil functionality of treatments for improving the soil/substrate properties and accelerated the ecological restoration. The aim of this work was an experimental restoration on limestone quarries from Sierra de Gádor (Spain) by using organic amendments (sewage sludge and compost) and mulching materials (gravel and wood-chips). In particular, we evaluated the effects of the adoption of organic amendments and mulching materials used individually or in combination, on some soil chemical characteristics (carbon and nitrogen content), porosity and microbial communities (bacteria and fungi).

Materials and methods

Description of study area and experimental design

The field experiment was set up in 2008 in limestone quarries located at the southeast edge of the Gádor massif (36°55'20"N, 2°30'29"W), Almería (SE Spain) at 370 m asl over a hillside of 19% mean slope. The climate is semiarid thermo-Mediterranean with a mean annual temperature of 17.6 °C and mean annual rainfall of 245 mm. In undisturbed surrounding areas, soils are mainly Leptosols (FAO-IUSS-ISRIC Working Group WRB, 2014).

Two different factors were analyzed: organic amendments (thermally dried sewage sludge from urban waste water, SA; compost from domestic organic waste, CA; no amendment, NA) and mulches (75% siliceous 2-5 mm fine gravel and sand and 25% of silt + clay, GM; 1 to 5 cm width x 2 to 15 cm length x 1 cm thickness woodchips from silvicultural treatments of *Pinus halepensis*, WM; no mulch, NM). Nine combinations were used in nine experimental (15x5 m) plots divided in three (5x5 m) subplots. Natural undisturbed soil outside the mine area was used as reference (RS). The amount of organic amendments used was calculated in order to increase the organic matter content by 2% in the upper soil layer (0-20 cm), and the thickness of mulches was approximately 5 cm. After amendment and mulch application, 75 native plants were planted (35 plants of *Macrochloa tenacissima* (L.) Kunth, 15 of *Anthyllis terniflora* (Lag) Pau and 25 of *Anthyllis cytisoides* L.). In 2013, five years after the beginning of the experiment, three composite soil samples from each treatment were collected.

Soil chemical characteristics

Soil pH was determined in a aqueous solution 1/2 w/v in a micropH 2002 CrisonpH-meter (Crison). Total organic C content (TOC) was determined by Nelson and Sommers (1996) method. Total N content (TN) was determined using a LECO Truspec C/N analyser (St. Joseph).

Soil porosity characterization

Soil macroporosity was evaluated according to the micromorphometric method (Pagliai *et al.*, 1984), able to provide useful information on the complexity of the soil 2D-pores pattern. The method is based on image analysis of soil thin sections obtained from un-

disturbed soil samples. Four replicates of undisturbed soil samples for treatment were carefully collected from the top soil (0-15 cm). The undisturbed samples were treated and analyzed as previously described (Pastorelli *et al.*, 2013).

Soil microbial communities analysis

Polymerase chain reaction-denaturing gradient gel electrophoresis (PCR-DGGE) was applied to assess the composition and structure of the soil microbial communities. DNA was extracted using the Fast DNA Spin Kit for soil (MP Biomedicals). The V6-V8 region of bacterial 16S rDNA and the V7-V8 region of fungal 18S rDNA were amplified employing 986F-1401R (Felske *et al.*, 1998) and EF390-FR1 (Vainio and Hantula, 2000) set of primers, respectively. For DGGE analysis a GC-clamp was added to the 986F and FR1 primers. DGGEs were performed as previously described (Giagnoni *et al.*, 2016).

Data analysis

Physical, chemical and microbiological soil data were statistically analysed by analysis of variance (ANOVA) using SPSS v.19.0 (SPSS Inc.) with Tukey post hoc comparison. Evaluation of band migration distance and intensity within each DGGE profile was performed using Gel Compare II software v. 4.6 (Applied Maths). The diversity of soil microbial communities was characterized through three indicators: community richness (number of bands), Shannon-Weiner and Simpson indices (Pastorelli *et al.*, 2011). The structure of soil microbial communities was analyzed by pairwise comparison of the presence and absence of bands in the profiles basing on Dice coefficient and UPGMA (Unweighted Pair Group Method with Arithmetic Mean) algorithm.

Results and discussion

Factorial ANOVA showed a significant effect of organic amendments, mulches and their interaction on total organic C and N contents and C/N ratio (Table 1). The results of soil chemical characteristics highlighted that pH values didn't show any significant difference among plots suggesting that soil pH was not affected by treatments (amendment and mulch). A general increase in TOC and TN was observed in plots treated with amendment and/or mulching in which these parameters reached values similar or even higher than those of reference soil. Despite the fact that the same content of organic matter was added to the soil at the beginning of the field experiment by sewage sludge or compost, the soils amended with compost showed the highest values of TOC and TN and in particular, when used in combination to gravel. Significant differences were also found in C/N ratio, with the highest values recorded in the plot treated with sludge and wood-chip.

The different chemical composition of organic matter in sludge and compost may determine the rate of mineralization by soil micro-organisms (Tejada *et al.*, 2006). Sewage sludge contains organic C fractions more easily biodegradable than compost thus, the

increased TOC and TN content observed in CA treated soils may be due to the stable nature of compost amendment (García *et al.*, 1992), as well as to the plant litter (roots and shoots) and root exudates from opportunistic plant species that colonized these plots as also found by Ros *et al.* (2003).

Table 1 – Soil chemical characteristics. For each treatment the average values (n=3) are reported with standard error in parenthesis. Two-way ANOVA results are presented at the bottom of each column.

Sample	Treatment		pH	TOC	TN	C/N
	Amendment	Mulch				
NA-NM	No	No	8.86 (0.02)	1.13 (0.06)	0.21 (0.00)	5.33 (0.48)
NA-GM	No	Gravel	8.95 (0.08)	2.79 (0.19)	0.23 (0.00)	12.08 (0.86)
NA-WM	No	Wood-chip	8.70 (0.02)	3.78 (0.12)	0.29 (0.01)	12.71 (1.18)
SA-NM	Sludge	No	8.53 (0.05)	8.65 (0.18)	0.87 (0.04)	9.89 (0.71)
SA-GM	Sludge	Gravel	8.70 (0.03)	3.49 (0.14)	0.44 (0.04)	7.99 (0.57)
SA-WM	Sludge	Wood-chip	8.23 (0.27)	7.54 (0.26)	0.48 (0.02)	15.49 (0.29)
CA-NM	Compost	No	8.24 (0.10)	29.11 (0.45)	2.94 (0.04)	9.86 (0.28)
CA-GM	Compost	Gravel	8.40 (0.03)	41.34 (0.25)	5.29 (0.03)	7.79 (0.01)
CA-WM	Compost	Wood-chip	8.22 (0.05)	29.91 (0.15)	4.47 (0.07)	6.67 (0.07)
RS	Reference soil		8.27 (0.06)	29.31 (0.35)	2.40 (0.27)	12.46 (1.31)
<i>Two-way ANOVA (P-value)</i>						
Amendment (A)			n.s.	***	***	*
Mulch (M)			n.s.	***	***	*
A x M			n.s.	***	***	*

***, **, * significant at $P < 0.001$, $P < 0.01$ and $P < 0.05$, respectively; n.s.: not significant

The results of two-way ANOVA of micromorphometric data highlighted a major effect of mulch on total macroporosity respect to amendment: soils treated with wood-chip showed the highest values. Considering the different types of pores (regular, irregular and elongated in the two distinct classes 50-500 μm and $> 500 \mu\text{m}$) the interaction between mulch and amendment was significant (upper part of Figure 1).

The comparison of 2D-macroporosity data measured in all plots and in reference soil (RS) were also reported in figure 1. Not treated plots (NA-NM) presented total macroporosity values slightly above of reference soil nevertheless, the percentage of types of pores was quite different, with a high proportion of fissures (pore $> 500 \mu\text{m}$) in

NA-NM respect to RS. Fissures are important because mainly involved in water and gaseous fluxes, however, a high percentage of these pores (above 70-80% of the total porosity) is usually an index of poor soil structure, particularly in relation to plant growth (Greenland and Pereira, 1977).

An increase of transmission 2D-pores (50-500 μm) was observed in all treated soils. In particular, in soil amended with sludge without mulch (SA-NM) and in soil treated with compost and wood-chip mulch (CA-WM) the transmission pores resulted significantly higher even with respect to RS (Figure 1). Regular pores resulted significantly more abundant in all treated soils than NA-NM (Figure 1). The highest values of regular pores were registered in all soils treated with sewage sludge and those mulched with gravel (NA-GM and SA-GM).

	Regular	Irregular	Transmission	Fissures	Total porosity
Two-way ANOVA (P-value)					
Amendment (A)	n.s.	*	*	n.s.	n.s.
Mulch (M)	***	**	n.s.	*	**
A x M	**	**	***	***	n.s.

***, **, * significant at $P < 0.001$, $P < 0.01$ and $P < 0.05$, respectively; n.s.: not significant

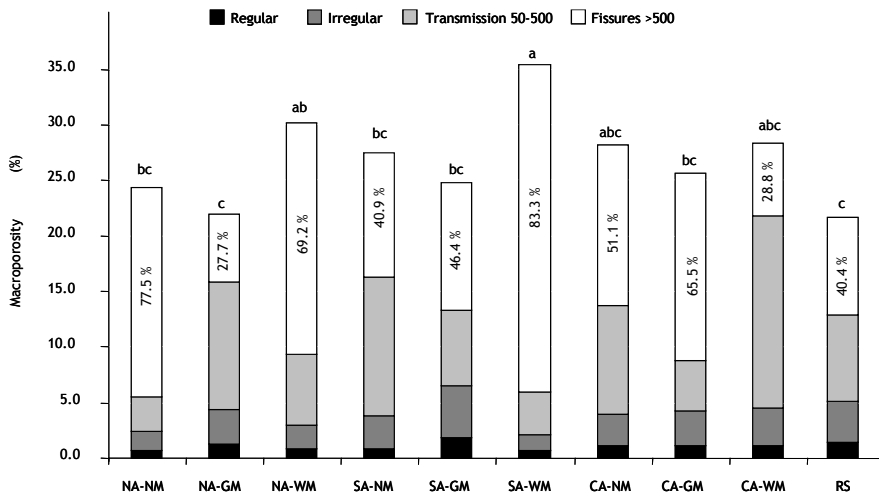


Figure 1 – Soil 2D-macroporosity. Two-way ANOVA are displayed in the upper part of the figure. Composite histograms represent the total macroporosity comparison between each plot and RS. The histograms are divided into four sections representing the distribution of regular, irregular, transmission (50-500 μm) pores and fissures (> 500 μm). The fissures abundance is reported as percentage inside white section of each histogram. One-way ANOVA results for total 2D-macroporosity are reported above each composite histogram.

Regular pores are mainly related to biological activity (Pagliai and Vignozzi, 2002). A major biological activity could be associated to the highest TOC content in soils treated with compost (Table 1) and to the highest percentage of plant cover in soils treated with gravel mulch (data not shown).

The diversity of both bacterial and fungal communities resulted significantly influenced by organic amendments, mulches and their interaction (Table 2). Samples taken under unamended soils presented higher abundance of bacterial groups (richness) and higher diversity (Shannon-Weiner index) than organic amended soils and in particular, plot treated with gravel mulch registered the highest values of these two indices (Table 2). These results suggested that the lack of structure of the non-amended soil and marl outcrops from our experimental area could contribute to higher diversity in the bacterial soil communities (Carson *et al.*, 2010). Conversely, the abundance and diversity of soil fungal communities appeared more influenced by organic amendments and especially by compost and the highest R and H' values were observed in plot amended with compost (Table 2).

Table 2 – Abundance and diversity of soil microbial communities (bacteria and fungi). For each treatment species richness (R) and Shannon-Weiner index of diversity (H') values (n=3) are reported with standard error in parenthesis. Two-way ANOVA results are presented at the bottom of each column.

Sample	Treatment		Bacteria		Fungi	
	Amendment	Mulch	R	H'	R	H'
NA-NM	No	No	40.33 (0.88)	3.64 (0.00)	21.66 (0.33)	3.04 (0.01)
NA-GM	No	Gravel	41.66 (0.66)	3.71 (0.01)	11.33 (1.66)	2.35 (0.14)
NA-WM	No	Wood-chip	40.00 (1.15)	3.66 (0.02)	13.66 (0.33)	2.59 (0.02)
SA-NM	Sludge	No	35.33 (1.20)	3.54 (0.04)	16.66 (1.66)	2.77 (0.09)
SA-GM	Sludge	Gravel	36.33 (0.66)	3.56 (0.01)	18.66 (0.33)	2.91 (0.01)
SA-WM	Sludge	Wood-chip	34.66 (0.88)	3.51 (0.03)	15.33 (0.33)	2.69 (0.01)
CA-NM	Compost	No	32.00 (0.00)	3.45 (0.00)	30.33 (0.33)	3.39 (0.00)
CA-GM	Compost	Gravel	36.33 (0.88)	3.56 (0.02)	23.00 (1.52)	3.11 (0.07)
CA-WM	Compost	Wood-chip	27.33 (2.18)	3.27 (0.07)	27.33 (0.33)	3.29 (0.01)
RS	Reference soil		37.00 (0.57)	3.24 (0.32)	19.00 (0.57)	2.90 (0.01)
<i>Two-way ANOVA (P-value)</i>						
Amendment (A)			***	***	***	***
Mulch (M)			***	***	***	***
A x M			*	**	***	***

***, **, * significant at $P < 0.001$, $P < 0.01$ and $P < 0.05$, respectively; n.s.: not significant

DGGE fingerprints revealed significant influence of the combination of organic amendments and mulches on the soil microbial community structures.

16S-DGGE cluster analysis clearly showed that the soil bacterial community structure was affected by the combination of organic amendments and mulches (Figure 2A). Sludge seemed to have a stronger effect soil bacterial community since bacteria retrieved from soil amended with sewage sludge were grouped into a high similarity (67%) group. The bacterial community of natural soil resulted very different than those of experimental treatments (Figure 2A). Otherwise, cluster analysis performed on 18S-DGGE showed plots treated with compost or sludge clustering together in two distinct groups with similarity values exceeding 38.5% and 47.5%, respectively (Figure 2B). The results confirmed data regarding diversity indices and suggested that organic amendments are the main drivers affecting fungal communities in our experimental trial. Plots with any treatments or only mulched with woody chip resulted closer to reference soil (Figure 2B). The genetic fingerprinting of soil microbial communities showed a higher sensitivity of fungi than bacteria to restore practices and in particular, to the presence of external carbon sources as suggested by Swer *et al.* (2011).

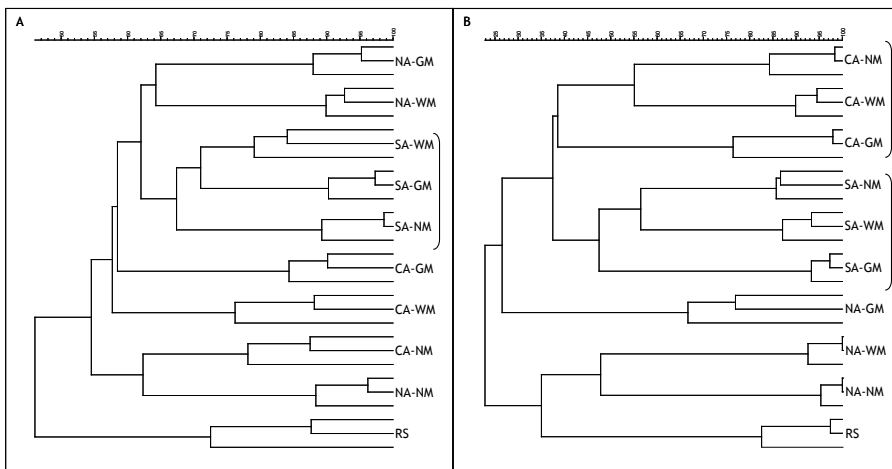


Figure 2 – Dendrograms constructed by using Dice correlation index and UPGMA clustering method on DGGE profiles of bacterial (A) and fungal (B) communities in soil samples.

Conclusions

In general the soils treated with organic amendments showed an increase of the carbon and nitrogen content.

The treatment with wood-chip mulch had negative or positive effects on soil structure depending of which organic amendment is used in combination: wood-chip mulch combined with sewage sludge causes an excessive presence of fissures in contrast, wood-chip mulch combined with compost produces an increment of transmission and regular pores related to a good soil structural condition and to the presence of biological activity.

Changes in soil microbial community composition in the restored soils appeared to be strongly constrained by the combinations of organic amendments and mulches suggesting in particular, that the external input of organic matter through amendments plays a crucial role in shaping the microbial communities in soils degraded by mining. Interestingly, gravel mulching has a positive effect on regular pores, the presence of which is in part linked to a greater bacterial diversity.

Even so, it is too early (soil restoration started in 2008) to find a compositional and functional convergence on microbial communities in restored and undisturbed soils.

REFERENCES

- Alvarenga, P., de Varennes, A., Cunha-Queda, A.C., 2014. *The effect of compost treatments and a plant cover with Agrostis tenuis on the Immobilization/ mobilization of trace elements in a mine-contaminated soil.* Int. J. Phytoremediat. 16, 138-154.
- Asensio, V., Covelo, E.F., Kandeler, E., 2013. *Soil management of copper mine tailing soils - sludge amendment and tree vegetation could improve biological soil quality.* Sci. Total Environ. 456-457, 82-90.
- Benigno, S.M., Dixon, K.W., Stevens, J.C., 2013. *Increasing soil water retention with native-sourced mulch improves seedling establishment in postmine Mediterranean sandy soils.* Restor. Ecol. 21, 617-626.
- Carson, J.K., Gonzalez-Quiñones, V., Murphy, D.V., Hinz, C., Shaw, J.A., Gleeson, D.B., 2010. *Low pore connectivity increases bacterial diversity in soil.* Appl. Environ. Microbiol. 76, 3936-3942.
- Cook, K.L., Wallender, W.W., Bledsoe, C.S., Pasternack, G., Upadhyaya, S.K., 2011. *Effects of native plant species, mycorrhizal inoculum, and mulch on restoration of reservoir sediment following dam removal, Elwha river, Olympic Peninsula, Washington.* Restor. Ecol. 19, 251-260.
- Diaz, E., Roldán, A., Lax, A., Albaladejo, J., 1994. *Formation of stable aggregates in degraded soil by amendment with urban refuse and peat.* Geoderma 63, 277-288.
- FAO-IUSS-ISRIC, 2014. World Soil Resources Reports No. 106. *World reference base for soil resources*, Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome, 181 pp.
- Felske, A., Wolterink, A., Van Lis, R., Akkermans, A.D.L., 1998. *Phylogeny of the main bacterial 16S rRNA sequences in Drenthe a grassland soils (The Netherlands).* Appl. Environ. Microbiol. 64, 871-879.
- García, C., Hernández, T., Costa, F., 1997. *Potential use of dehydrogenase activity as an index of microbial activity in degraded soils.* Commun. Soil Sci. Plant Anal. 28, 123-134.
- Giagnoni, L., Pastorelli, R., Mocali, S., Arenella, M., Nannipieri, P., Renella, G., 2016. *Availability of different nitrogen forms changes the microbial communities and enzyme activities in the rhizosphere of maize lines with different nitrogen use efficiency.* Appl. Soil Ecol. 98, 30-38.
- Greenland, D.J., Pereira, H.C., 1977. *Soil damage by intensive arable cultivation: temporary or permanent?* Philosophical Transactions of the Royal Society of London 281, 193-208.
- Nelson, D.W., Sommers, L.E., 1996. *Total carbon, organic carbon, and organic matter.* In: Black. C.A., (Eds.), *Methods of soil analysis.* Part 3. Chemical methods. Sci. Am. and Am. Soc. Agro. Madison. 961-1010 pp.
- Pagliai, M., La Marca, M., Lucamante, G., Genovese, L., 1984. *Effects of zero and conventional tillage on the length and irregularity of elongated pores in a clay loam soil under viticulture.* Soil and Tillage Research 4, 433-444.

- Pagliai, M., Vignozzi, N., 2002. *Image analysis and microscopic techniques to characterize soil pore system*. In Blahovec, J., Kutilek, M. (Eds), *Physical Methods in Agriculture – Approach to precision and quality*, Kluwer Academic/ Plenum Publishers, New York, 13-38 pp.
- Pastorelli, R., Landi, S., Trabelsi, D., Piccolo, R., Mengoni, A., Bazzicalupo, M., Pagliai, M., 2011. *Effects of soil management on structure and activity of denitrifying bacterial communities*. *Appl. Soil Ecol.* 49, 46-58.
- Pastorelli, R., Vignozzi, N., Landi, S., Piccolo, R., Orsini, R., Seddaiu, G., Roggero, P.P., Pagliai, M., 2013. *Consequences on macroporosity and bacterial diversity of adopting a no-tillage farming system in a clayish soil of Central Italy*. *Soil Biol. Biochem.* 66, 78-93.
- Ros, M., Hernández, M.T., García, C., 2003. *Soil microbial activity after restoration of a semiarid soil by organic amendments*. *Soil Biol. Biochem.* 35, 463-469.
- Shao, Q., Gu, W., Dai, Q.Y., Makoto, S., Liu, Y., 2014. *Effectiveness of geotextile mulches for slope restoration in semi-arid northern China*. *Catena* 116, 1-9.
- Solé Benet, A., Calvo, A., Cerdà, A., Lázaro, R., Pini, R., Barbero, J., 1997. *Influence of micro-relief patterns and plant cover on runoff related processes in badlands from Tabernas (SE Spain)*. *Catena*, 31, 23-38
- Sort, X., Alcañiz, J.M., 1996. *Contribution of sewage sludge to erosion control in the rehabilitation of limestone quarries*. *L. Degrad. Dev.* 7, 69-76.
- Swer, H., Dkhar, M.S., Kayang, H., 2011. *Fungal population and diversity in organically amended agricultural soils of Meghalaya, India*. *Journal of Organic Systems* 6, 3-12.
- Tejada, M., Garcia, C., Gonzalez, J.L., Hernandez, M.T., 2006. *Use of organic amendment as a strategy for saline soil remediation: Influence on the physical, chemical and biological properties of soil*. *Soil Biol. Biochem.* 38, 1413-1421.
- Vainio, E.J., Hantula, J., 2000. *Direct analysis of wood-inhabiting fungi using denaturing gradient gel electrophoresis of amplified ribosomal DNA*. *Mycological Research* 8, 927-936.
- Wright, S.F., Upadhyaya, A., 1998. *A survey of soils for aggregate stability and glomalin, a glycoprotein produced by hyphae of arbuscular mycorrhizal fungi*. *Plant and Soil.* 198, 97-107.
- Zink, T.A., Allen, M.F., 1998. *The Effects of organic amendments on the restoration of a disturbed coastal sage scrub habitat*. *Restor. Ecol.* 6, 52-58.

Early observations on the role of marine protected areas in providing ecosystem services

Stefania Cocco¹, Valeria Cardelli¹, Silvia Pedicini², Rogerio Borguete Alves Rafael¹, Alberto Agnelli³, Flavio Fornasier⁴, Fabio Vallarola⁵, Giuseppe Corti¹

¹ Dipartimento di Scienze Agrarie, Alimentari ed Ambientali, Università Politecnica delle Marche, Ancona, Italy

² Facoltà di Medicina Veterinaria, Università di Teramo, Teramo, Italy

³ Dipartimento di Scienze Agrarie, Alimentari ed Ambientali, Università degli Studi di Perugia, Perugia, Italy,

⁴ CREA – RPS Consiglio per la Ricerca in Agricoltura e l'Analisi dell'Economia Agraria, Centro di Ricerca per lo Studio delle Relazioni tra Pianta e Suolo, Gruppo di Ricerca di Gorizia, Italy

⁵ "Torre del Cerrano" MPA, Pineto, Italy.

* s.cocco@univpm.it

Introduction

Over the last decades, human activities are leading to ecosystem collapses in about one-third of coastal and marine habitats such as mangroves, sea grasses, coral reefs, and salt marshes (Wilkinson, 2004; Spalding *et al.*, 2010). Despite its high ecological value, the health status of seas and coasts has continued to decline due to climate change and human activities such as overfishing, pollution, urbanization. Marine protected areas (MPAs) have been identified among the most effective tools for conserving coastal marine ecosystems (McLeod, 2013). Much often, especially in southern Europe, soils from the surroundings of the coastline like those of dunes, shores and subaqueous environments have been transformed by anthropic activities such as tourism, change of soil use, and fishery. One of the consequences of these changes has been the loss of many of the soil ecological functions. From this point of view, the ecological objectives of marine ecosystem preservation, including protection of critical habitats, species, and ecosystem functions, are linked to the restoration of the coastal soil ecological functions.

In order to evaluate the anthropic pressure on the evolution and quality of terrestrial and undersea soils, and evaluate the soil resilience of these latter, we observed soil profiles along transects that went from the pinewood, to the dunes, to the subaqueous soils in the MPA "Torre del Cerrano", located on the Adriatic sea (Italy). Both terrestrial and subaqueous soils were collected in and out of the MPA limits in order to highlight the major threats to which they have been subjected, and correct eventual anthropic mistakes. At the "Torre del Cerrano" MPA, the importance of protecting soil to support marine ecosystems wellness has been achieved with the adoption of the SCI (Site of Community Importance) Managing Plan.

Materials and methods

"Torre del Cerrano" MPA is located on the Adriatic sea, between Pineto and Silvi Municipalities. The area consists of pinewoods and sand dunes that extend for 2.5 km along the seashore, and includes marine areas where restrictions to fishing activities

were applied in the antecedent 7 years; in order of decreasing restrictions the areas are: *i*) a square-shaped B Zone with a length of about 1 km; *ii*) a C Zone of 14 km² that extends for 2 km into the sea from the coast; *iii*) a trapezium-shaped wide D Zone of about 22 km² spreading out as far as 3 nautical miles (Figure 1b). Out of the D zone, disturbances due to trawling fishing has never been limited.

We defined transects from terrestrial (pinewood, dunes, shore) to subaqueous terrains on the base of the marine areas of restriction. In particular, two transects were formed in correspondence of the B Zone, two in correspondence of the C Zone, and two out of the MPA limits. Terrestrial soils (Figure 2) were dug until the depth of about 80 cm, while marine mini-profiles (Figure 3) were collected for a depth of about 10 cm at the bathymetries of 2, 4, 6, and 8 m. The marine area under study extended for about 10 km². All the soils were described per Shoneberger *et al.* (1998), with particular attention to the presence of fauna. The samples were collected by horizons and stored in a portable refrigerator for the transport to the laboratory. All the samples were allowed to air-dry, sieved at 2 mm and the obtained fine earth was submitted to a physical and chemical characterization. Soil texture was assessed by the pipette method (Day, 1965) after the samples were maintained one nightlong submerged in deionized water. Soil pH was measured in a 1:2.5 solid:liquid ratio suspension by a combined glass-calomel electrode. Soil conductivity was measured in a 1:5 solid:liquid suspension by a conductimeter. The contents of organic matter and carbonates were determined by thermo-gravimetric analysis (loss of ignition), while the total organic carbon (TOC) content was estimated by K-dichromate digestion, heating the suspension at 180 °C for 30 minutes (Allison, 1960).

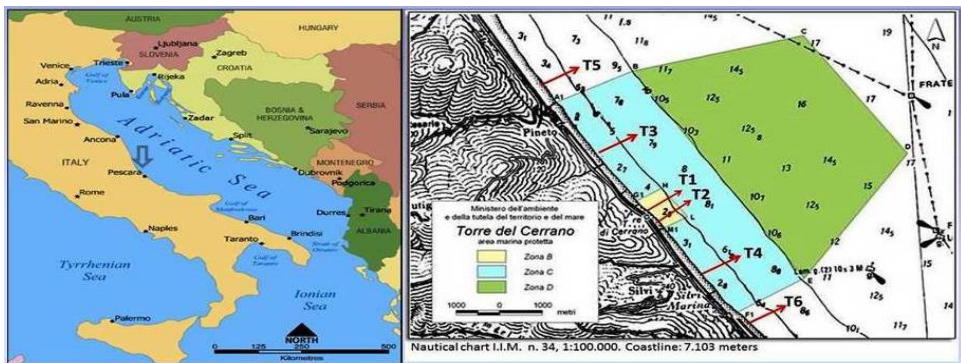


Figure 1 – a) Map of Italy with location of the “Torre del Cerrano” MPA; b) limits of the MPA (colored), with indicated the position of the earth-to-sea transects.



Figure 2 – Soil transect across pinewood, sand dunes and shore. “Torre del Cerrano” MPA, Italy.



Figure – 3. Mini-profiles of subaqueous soils. “Torre del Cerrano” MPA, Italy.

Results and discussion

Only in the pinewood soils, the superficial mineral horizons showed a platy structure possibly developed because of human trampling. Dunes were poorly vegetated, with wide bare areas. Only in the protected areas, dunes hosted nests of the bird *Charadrius alexandrinus* (fratino). Texture of the terrestrial soil was always sandy, and the pH was always sub-alkaline with the only exception for the pine litter (Tables 1 and 2). The formation of the litter layer has induced a good accumulation of organic carbon (TOC) in the pinewood soils, whereas TOC is rather low in the dune soils, and the lowest in the shore.

All subaqueous mini-pits showed two-three horizons that differed in structure, color and concentration of bioturbator animals (Figure 4). In contrast, texture, pH, electrical conductivity, carbonate content are very similar at all bathymetries (Table 3), while the organic matter content showed hotspots all around the area. Bioturbation is a soil forming process responsible for “all transport processes carried out by animals that directly or indirectly affect sediment matrices as the displacement of particles (sediment reworking) and solutes (burrow ventilation) due to the infauna activity” (Kristensen *et al.*, 2012). The great part of the animals was represented by the clam *Chamelea gallina*, mussels and worms, which were ubiquitous. The highest animal biodiversity was observed in the most restricted area (transects 1 and 2) and the southern sub-protected area (transect 4). Because of the considerable presence of animals, most of the morphological and analytical differences between horizons was attributed to the benthic community that mainly colonize the sub-superficial horizon at all investigated bathymetries. Since soil evolution is mainly led by animals, pedogenesis in this environment can be considered as induced by a *zoosphere effect*.

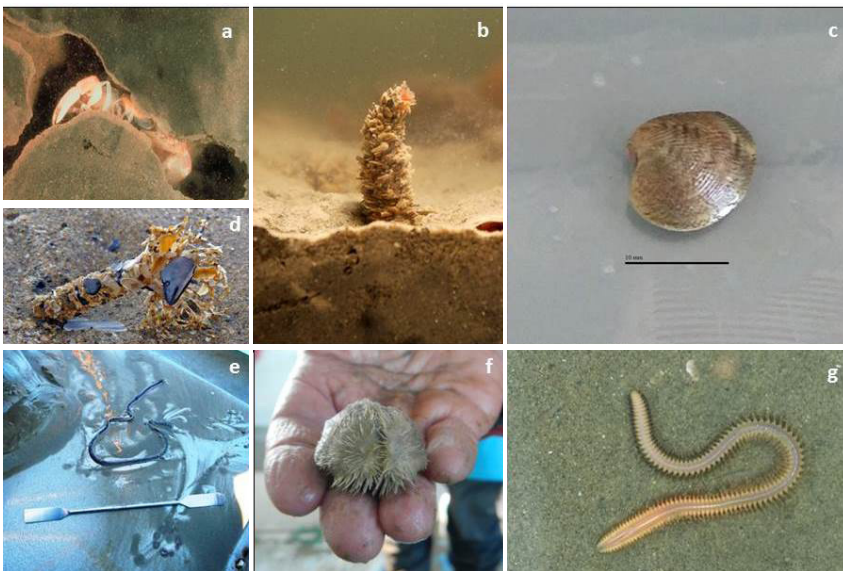


Figure 4 – Bioturbators of subaqueous soils: a) Thalassinidae sp., b) *Owenia fusiformis*, c) *Chamelea gallina*, d) *Lanice cochilega*, e) ribbon worm (Nemertea), f) *Echinocardium* sp., g) *Nephtys* sp.. “Torre del Cerrano” MPA, Italy.

Conclusions

The early field and lab observations of the soils from pinewood, sand dunes, shore and subaqueous environment at the “Torre del Cerrano” MPA indicated these soils have been heavily transformed by anthropic activities (tourism and fishing). To protect

terrestrial soils of this area so to improve plant colonization and increase the presence of ground nesting birds we suggest to installing boardwalks so to protect soil against compaction and erosion, and reducing the human presence in large coastal areas. This would also favour the carbon storage in the pinewood and dune soils.

For the subaqueous soils, restrictions on fishing activities have effectively increased animal biodiversity, and promoted pedogenic processes led by the bentic community. However, because of the tight link between coastal and subaqueous environments, it is mandatory adopting an integrated coastal management to preserve both terrestrial and marine ecosystems.

Table 1 – Particle-size distribution, pH and total organic carbon (TOC) content of terrestrial soils from pinewood, dune and shore at the “Torre del Cerrano” MPA, Pineto, Teramo, Italy.

Profile	Horizon	Depth	Particle-size distribution							pH	TOC
			Sand					Silt	Clay		
			Very coarse	Coarse	Medium	Fine	Very fine				
		cm	%								g kg ⁻¹
<i>Pinewood</i>											
1	OLn	3-2	-	-	-	-	-	-	-	5.42 (0.045)	13.4
1	OLv1	2-1	-	-	-	-	-	-	-	5.92 (0.035)	15.4
1	OLv2 >2 mm	1-0	-	-	-	-	-	-	-	6.42 (0.035)	15.1
1	OLv2 <2 mm		-	-	-	-	-	-	-	6.66 (0.045)	15.1
1	A	0-19	0.2	0.4	9.4	85.1	1.5	2.8	0.6	7.82 (0.070)	4.1

1	Bw1	19-36	0.2	0.3	17.2	80.4	0.2	1.7	0.0	8.08 (0.095)	0.6
1	Bw2	36-52	0.2	0.3	12.7	82.9	1.6	1.8	0.5	8.06 (0.115)	1.9
1	Bw3	52-79+	0.1	0.1	8.6	90.3	0.2	0.7	0.0	8.36 (0.125)	0.3
<i>Dune</i>											
2	A	0-10	0.0	0.0	28.1	71.7	0.0	0.2	0.0	8.25 (0.090)	0.9
2	AB	10-48	0.3	0.8	11.8	86.1	0.3	0.7	0.0	8.24 (0.040)	2.2
2	BC	48-83	0.0	0.0	7.6	92.0	0.2	0.2	0.0	8.22 (0.090)	1.6
2	BCb1	83-90	0.1	0.0	10.3	89.4	0.0	0.2	0.0	8.34 (0.080)	0.5
2	BCb2	90-123	0.0	0.1	28.8	71.1	0.0	0.0	0.0	8.36 (0.170)	0.3
2	C	123- 136+	0.1	0.0	9.1	90.3	0.4	0.1	0.0	8.29 (0.165)	0.1
<i>Shore</i>											
3	C1	0-13	0.0	0.0	12.6	87.1	0.3	0.0	0.0	8.39 (0.095)	0.6
3	C2	13-20	0.0	0.2	18.5	80.8	0.5	0.0	0.0	8.45 (0.020)	0.1
3	C3	20-43	0.1	0.5	22.5	76.6	0.0	0.3	0.0	8.59 (0.060)	0.3
3	C4	43-62	0.0	0.2	34.6	64.5	0.6	0.1	0.0	8.55 (0.010)	0.3
3	Cw	62-70	0.0	0.6	25.7	73.2	0.4	0.1	0.0	8.48 (0.075)	0.2

Very coarse sand = 2-1 mm; Coarse sand = 1-0.5 mm; Medium sand = 0.5-0.25 mm; fine sand = 0.25-0.10 mm; Very fine sand = 0.10-0.05 mm.

Table 2 – Particle-size distribution, pH and total organic carbon (TOC) content of terrestrial soils from pinewood, dune and shore at the MPA “Torre del Cerrano”, Pineto-Silvi, Teramo, Italy.

Profile	Horizon	Depth	Particle-size distribution							pH	TOC
			Sand					Silt	Clay		
			Very coarse	Coarse	Medium	Fine	Very Fine				
cm	%							g kg ⁻¹			
<i>Pinewood</i>											
4	OLn	2-1	-	-	-	-	-	-	-	5.18 (0.055)	13.4
4	OLv >2 mm	1-0,5	-	-	-	-	-	-	-	6.43 (0.125)	15.6
4	OLv <2 mm		-	-	-	-	-	-	-	6.36 (0.015)	15.6
4	OLt1 >1 mm	0,5-0	-	-	-	-	-	-	-	6.72 (0.115)	9.1
4	OLt1 <1 mm		-	-	-	-	-	-	-	6.56 (0.075)	9.1
4	OLt2		-	-	-	-	-	-	-	7.40 (0.070)	7.9
4	Δ	0-2	1.5	3.4	9.2	16.1	6.8	47.6	15.4	7.81 (0.070)	25.1
4	Ztc	2-20	0.8	1.5	8.8	13.1	7.2	45.4	23.2	8.27 (0.125)	3.7
4	Ztcb	20-33	1.0	1.5	8.9	12.6	5.9	62.2	7.9	8.31 (0.100)	3.5
4	Ztcb'	33-52	1.1	1.5	8.9	16.9	8.8	43.5	19.3	8.42 (0.140)	3.6

4	2AB	52-91	0.1	0.1	8.3	86.5	1.6	2.6	0.8	8.28 (0.165)	1.9
4	2BC	91-110	0.0	0.0	7.6	89.9	0.9	1.2	0.4	8.38 (0.115)	0.9
<i>Dune</i>											
5	A	0-4	0.0	0.0	5.4	92.0	2.5	0.1	0.0	8.27 (0.065)	0.2
5	BC	4-18	0.0	0.0	8.1	90.6	1.2	0.1	0.0	8.34 (0.125)	0.6
5	CB	18-40	0.0	0.0	10.8	88.1	0.8	0.3	0.0	8.53 (0.040)	0.6
5	C1	40-61	0.0	0.0	15.9	84.0	0.0	0.1	0.0	8.52 (0.185)	0.4
5	C2	61-95	0.0	0.1	26.5	73.3	0.0	0.1	0.0	8.51 (0.030)	0.3
<i>Shore</i>											
6	C1	0-3	0.0	0.1	10.1	86.4	0.3	0.1	0.0	8.34 (0.055)	0.4
6	C2	3-18	0.0	0.0	3.8	94.9	1.3	0.0	0.0	8.43 (0.060)	0.2
6	C3	18-36	0.0	0.0	8.0	91.7	0.2	0.0	0.0	8.45 (0.020)	1.1
6	C4	36-60	0.1	0.5	18.8	80.2	0.3	0.1	0.0	8.54 (0.135)	0.3

Very coarse sand = 2-1 mm; Coarse sand = 1-0.5 mm; Medium sand = 0.5-0.25 mm; fine sand = 0.25-0.10 mm; Very fine sand = 0.10-0.05 mm.

Table 3. Particle-size distribution, pH, conductivity, and organic matter (O.M.) and carbonate content of subaqueous soils at the “Torre del Cerrano” MPA, Pineto, Teramo, Italy. Transects are shown from north to south position.

Transect profiles	Horizons	Depth	Particle-size distribution					pH	Conductivity	O.M.	Carbonates
			Sand			Silt	Clay				
			Coarse	Fine	Very fine						
	cm	%						dS m ⁻¹	%	%	
5.1	C1	0-2.5	1.1	78.8	17.3	2.8	0.0	8.23	3.67	1.13	35.62
	C2	2.5-4	1.6	78.4	17.8	2.2	0.0	8.22	2.71	1.49	35.12
5.2	C1	0-3	0.3	76.6	19.9	3.2	0.0	8.22	3.85	1.70	35.07
	C2	3-4	0.4	74.9	20.7	4.0	0.0	8.19	4.08	2.15	34.89
5.3	C1	0-1	0.4	61.2	37.9	0.5	0.0	8.13	3.44	2.12	34.23
	C2	1-4	0.2	77.4	19.9	2.5	0.0	8.20	3.70	0.93	34.78
5.4	C1	0-4	0.0	61.7	37.9	0.4	0.0	8.22	3.28	1.37	33.30
	C2	4-6	0.0	36.0	56.7	7.3	0.0	8.22	3.67	2.24	33.25
3.1	C1	0-3.2	0.3	67.4	30.6	1.7	0.0	8.24	3.99	1.28	35.53
	C2	3.2-4.5	0.3	74.2	24.2	1.3	0.0	8.25	3.86	1.28	35.60
3.2	C1	0-2	0.2	65.3	32.5	2.0	0.0	8.23	3.78	1.89	34.28
	C2	2-3	0.2	65.7	31.1	3.0	0.0	8.22	3.56	1.07	34.50
3.3	C1	0-5	0.2	45.0	53.7	1.1	0.0	8.22	3.56	1.39	34.57
	C2	5-6.5	0.2	58.9	40.3	0.6	0.0	8.23	3.93	0.96	34.48
3.4	C1	0-3	0.2	45.0	53.9	0.9	0.0	8.22	4.08	3.74	33.85
	C2	3-6.5	0.3	34.6	63.5	1.6	0.0	8.20	4.01	2.94	33.85
1.1	C1	0-3	0.4	79.0	18.4	2.2	0.0	8.24	2.76	0.88	35.01
	C2	3-4.2	0.4	78.9	18.5	2.2	0.0	8.19	3.20	1.12	35.32
1.2	C1	0-4	0.4	87.0	10.7	1.9	0.0	8.18	3.37	1.35	35.26
	C2	4-4.5	0.5	67.0	28.8	3.7	0.0	8.19	3.68	1.26	34.69
1.3	C1	0-6	0.3	85.3	13.6	0.8	0.0	8.20	3.64	1.13	34.23
	C2	6-6.7	0.2	84.2	15.1	0.5	0.0	8.19	3.56	1.16	34.41
1.4	C1	0-3	0.2	47.5	50.4	1.9	0.0	8.21	4.18	1.80	34.23
	C2	3-5.5	1.7	68.6	29.0	0.7	0.0	8.20	4.02	1.08	34.25

2.1	C1	0-2	0.4	81.1	17.2	1.3	0.0	8.22	4.32	1.02	35.01
	C2	2-4	0.3	82.6	16.1	1.0	0.0	8.23	3.94	1.10	34.53
2.2	C1	1-2.5	3.4	74.9	17.9	3.8	0.0	8.24	2.57	1.07	35.01
	C2	2.5-6	3.8	76.0	20.1	0.1	0.0	8.21	2.98	1.11	34.87
2.3	C1	0-4	0.1	38.8	60.4	0.7	0.0	8.21	3.24	1.03	33.71
	C2	4-8	0.1	69.9	29.3	0.7	0.0	8.20	3.55	1.13	33.50
2.4	C1	1-5.5	0.2	61.9	37.1	0.8	0.0	8.19	3.20	1.16	33.94
	C2	5.5-6.5	0.3	80.6	18.4	0.7	0.0	8.19	4.10	2.17	33.85
4.1	C1	1-3.5	0.3	65.5	33.1	1.1	0.0	8.18	2.25	0.99	38.19
	C2	3.5-6.5	2.4	61.7	35.5	0.4	0.0	8.17	2.27	0.92	37.89
4.2	C1	0-2	0.3	81.6	13.4	4.7	0.0	8.19	3.32	0.99	35.14
	C2	2-4	0.3	72.9	21.4	5.4	0.0	8.20	3.72	1.10	34.48
4.3	C1	0-2.5	2.0	80.1	16.5	1.4	0.0	8.20	2.92	1.12	33.75
	C2	2.5-4	0.4	73.1	25.7	0.8	0.0	8.21	3.90	0.92	33.73
4.4	C1	0-2	1.9	84.5	12.6	1.0	0.0	8.22	3.77	1.11	34.10
	C2	2-4	6.4	89.1	3.2	1.3	0.0	8.24	3.61	0.91	33.96
6.1	C1	0-3	0.5	76.9	19.7	2.9	0.0	8.22	4.05	0.93	35.07
	C2	3-4	0.6	78.5	17.6	3.3	0.0	8.22	3.70	0.92	35.07
6.2	C1	0-4	0.2	72.5	24.5	2.8	0.0	8.23	3.56	1.07	34.85
	C2	4-5	0.6	71.4	26.3	1.7	0.0	8.24	4.30	0.92	34.16
6.3	C1	0-4	0.0	81.7	16.8	1.5	0.0	8.19	3.71	1.09	34.05
	C2	4-5	0.1	69.7	29.2	1.0	0.0	8.20	3.55	0.90	34.05
6.4	C1	0-3	0.3	63.5	34.4	1.8	0.0	8.22	3.70	1.04	34.25
	C2	3-5	0.3	55.3	43.2	1.2	0.0	8.24	3.93	0.86	34.57

Coarse sand = 2-0.25 mm; Fine sand = 0.25-0.10 mm; Very fine sand = 0.10-0.05 mm.

REFERENCES

- Allison, L.E., Bollen, W.B., Moodie, C.D., 1965. *Total carbon*. In Black, C.A. (Ed.), *Methods of Soil Analysis*, Part 2. Agronomy. American Society of Agronomy, Madison, WI. p. 1346-66.
- Day, P.R., 1965. *Particle fractionation and particle-size analysis*. In: Black, C.A., Evans, D.D., Ensminger, L.E., White, J.L., Clark, F.E. (Eds.), *Methods of soil analysis*, Part 1, 1st Edition. American Society of Agronomy, Madison, WI. pp. 545-567.
- Kristensen, E., Penha-Lopes, G., Delefosse, M., Valdemarsen, T., Quintana, C.O., Banta, G.T.,

2012. *What is bioturbation? The need for a precise definition for fauna in aquatic sciences*. Marine Ecology Progress Series 446:285-302.
- McLeod, E., 2013. *Marine Protected Areas: Static Boundaries in a Changing World*. The Nature Conservancy, Austin, TX, USA. Elsevier.
 - Schoeneberger, P.J., Wysocki, D.A., Benham, E.C., 2012. *Field book for describing and sampling soils*. Version 3.0. Natural Resources Conservation Service, National Soil Survey Center, Lincoln, NE.
 - Spalding, M., Kainuma, M., Collins, L., 2010. *World Atlas of Mangroves*. London: Earth scan, with International Society for Mangrove Ecosystems, Food and Agriculture Organization of the United Nations, The Nature Conservancy, UNEP World Conservation Monitoring Centre, United Nations Scientific and Cultural Organisation, and United Nations University.
 - Wilkinson, C., 2004. *Status of Coral Reefs of the World: 2004*. Vol. 1. Global Coral Reef Monitoring Network. Australian Institute of Marine Science, Townsville, Australia.

